



Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag

Förslag till revidering av föreskrift HVMFS 2013:19

Jens Fölster, Faruk Djodjic, Brian Huser, Filip Moldan och Lars Sonesten

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:10

Omslagsfoto: Hågaån. Foto Jens Fölster

Tryck: On demand

Tryckår: 2018

Kontakt

Jens.Folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Förord.....	1
Sammanfattning.....	2
Summary	5
1 Inledning.....	8
2 Näringsämnen i sjöar.....	10
2.1 Nya ekvationer för referensvärdet för tot-P i sjöar.....	10
2.2 Bedömning av kvävebegränsade näringsfattiga sjöar	16
2.3 Förslag för näringsämnen i sjöar	18
3 Näringsämnen i vattendrag.....	20
3.1 Uppdatering av underlaget till beräkning av bakgrundsläckaget från jordbruksmark.	20
3.2 Tillämpning av bedömningsgrunderna för vattendrag på jordbrukssjöar.....	23
4 Siktdjup i sjöar	25
4.2 Förslag till siktdjup i sjöar	25
4.3 Kommentarer.....	27
5 Syrgas i sjöar och vattendrag.....	28
5.1 Stödparameter till påverkansanalys för näringsämnen och organiskt material	28
5.2 Bakgrund.....	29
5.3 Krav på underlagsdata och provtagning	29
5.4 Förslag till syrgas i sjöar och vattendrag	30
6 Försurning.....	31
6.1 Bakgrund.....	31
6.2 Dataunderlag	34
6.3 Resultat och diskussion.....	34
6.4 Konsekvensanalys av alternativen.....	37
6.5 Överväganden.....	40
6.6 Förslag till försurning i sjöar och vattendrag.....	41
Referenser	44

Förord

Denna rapport utgör rapportering av moment 1 till 4 i överenskommelse med Dnr: 928-17 mellan SLU och Havs och vattenmyndigheten. Överenskommelsen omfattar revidering av fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder för ekologisk status i sjöar och vattendrag. Jens Fölster (SLU) har skrivit huvuddelen av texten, Lars Sonesten (SLU) har skrivit delarna om syrgas och siktdjup, Brian Huser (SLU) har bidragit med statistiken bakom beräkningen av referensvärden för tot-P i sjöar, Faruk Djodjic (SLU) har tagit fram underlaget till fosforläckage från ogödslad vall, Filip Moldan (IVL) har bidragit till försurningsdelen och utvecklat verktyget MAGIC-bibliotek för kalkade vatten. Stefan Löfgren har läst igenom och kommenterat texten. En tidigare version av underlaget diskuterades i en referensgrupp med representanter från Vattenmyndigheter, Havs och vattenmyndigheten och SMHI. Representanter från kalkningsverksamheten och försurningsmålet har fått ge synpunkter på en tidigare version av försurningsavsnittet. Dataunderlaget kommer till huvuddelen från den Nationella miljöövervakningen som finansieras av Havs och vattenmyndigheten.

Sammanfattning

Bedömningsgrunder för klassning av ekologisk status har en central roll i tillämpningen av EU:s ramdirektiv för vatten i Sverige. Bedömningsgrunderna för de biologiska kvalitetsfaktorerna har vidareutvecklats i det femåriga forskningsprojektet WATERS som slutrapporterades 2016. Därefter har behovet av att utveckla bedömningsgrunderna även för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna framhållits. Trots fokuseringen på biologiska kvalitetsfaktorer i vattendirektivet har de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna stor betydelse för att kvantifiera åtgärdsbetingen för vissa typer av påverkan, samt för statusklassning av vattenförekomster där det bara finns fysikalisk-kemiska mätningar. Havs och vattenmyndigheten har därför beslutat att vidareutveckla bedömningsgrunderna för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna mot bakgrund av den kritik som riktats mot dessa i samband med tillämpningen inom vattenförvaltningen.

Arbetet ska göras i två steg. I det första steget genomförs de mindre förändringar som hinns med till nästa förvaltningscykel. I det andra steget ska ett mer långsiktigt utvecklingsarbete genomföras. Denna rapport redovisar resultatet från det första steget för sjöar och vattendrag och omfattar:

- Revidering av referensvärdet för totalfosfor i sjöar med hänsyn till naturlig grumlighet.
- Bedömning av kvävebegränsade sjöar i regioner med låg kvävedeposition
- Implementeringen av underlaget från PLC6 i beräkningen av referensvärdet för totalfosfor i jordbruksvattendrag.
- Förenkling av bedömningen av siktdjup och syrgasförhållanden
- Bedömning av försurningspåverkan i kalkade vatten både med avseende på det kalkade tillståndet och hur försurat vattnet skulle vara utan kalkning.

Delar som inte omfattas av detta arbete utan planeras att genomföras i kommande projekt är:

- Beräkning av osäkerheten i klassningar
- Utveckling av bedömningsgrunder för sjöar och större vattendrag med stor jordbrukspåverkan
- Revidering av kriteriet för försurning
- Anpassning av påverkansskalorna till de biologiska kvalitetsfaktorerna
- Harmonisering av bedömningsgrunderna med kustvatten samt med de övriga nordiska länderna.
- Särskilt förorenande ämnen som t.ex. metaller.

Bedömningsgrunder för totalfosfor (tot-P) i sjöar utgörs av regressionsekvationer mellan tot-P och andra parametrar baserat på ett antal opåverkade referenssjöar. Nya regressionsekvationer togs fram baserat på ett urval av opåverkade sjöar i av det nationella miljöövervakningspro-

grammet för omdrevssjöar som är representativt för alla Sveriges sjöar. I de nya ekvationerna ingick till skillnad från tidigare turbiditet bland parametrarna, som är ett mått på grumligheten. På det sättet tar de nya bedömningsgrunderna hänsyn till att vissa sjöar är naturligt grumliga. En alternativ ekvation togs fram utan turbiditet för de fall då det saknas mätningar av turbiditet och då man misstänker att mänsklig aktivitet påverkat grumligheten.

För näringsfattiga kvävebegränsade sjöar föreslås en bedömningsgrund baserad på kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor (DIN/tot-P). Den innebär att i sjöar med en DIN/tot-P mindre än 1,5 under vårcirkulationen får halten DIN inte öka så att DIN/tot-P blir större än 3,4. En sådan förändring motsvarar att en kvävebegränsad sjö övergår till att bli fosforbegränsad i sin primärproduktion vilket innebär en signifikant förändring av växtplanktonsamhället. Förslaget till bedömningsgrunder för näringsfattiga kvävebegränsade sjöar är helt nytt och bör testas i praktisk tillämpning för att se om det ger rimliga utfall ur ett förvaltningshänseende.

Bedömningsgrunder för tot-P i vattendrag utgörs av en regressionsekvation liknande den för sjöar, men om andelen jordbruksmark i avrinningsområdet är större än 10 % finns en särskild bedömningsgrund. Referensvärdet för avrinningen från jordbruksmarken sätts då till avrinningen från ogödslad vall. I de nuvarande bedömningsgrunderna är det bristfälligt specificerat hur referensvärdet från jordbruksmark ska tas fram och tidigare har värden från modelleringen inom PLC5 använts. Vi föreslår att modelleringarna från PLC 6 istället används som är betydligt förbättrat bland annat genom att den baserar sig på den nya jordartskartan med högre upplösning. Vi tog också fram ett verktyg som underlättar tillämpningen av bedömningsgrunden.

För sjöar i jordbrukslandskapet finns ingen motsvarande metod för att beräkna läckaget från jordbruksmark. Anledningen till det är att vi ännu inte hittat någon tillförlitlig metod för att uppskatta retentionen av fosfor under förindustriell tid för dessa sjöar. Det gör att vi riskerar att få alldeles för höga referensvärden. För att illustrera detta tillämpade vi verktyget för jordbruksvattendrag på jordbrukssjöar. I många fall blev referensvärdet då betydligt högre än det uppmätta värdet, vilket bekräftar behovet av att kunna uppskatta retentionen i sjöarna innan man kan använda det modellerade läckaget från ogödslad vall för att beräkna referensvärdet för jordbrukssjöar.

Siktdjup föreslås utgå som egen parameter för statusklassning och istället bli en stödparameter för påverkansanalys av näringsämnen och grumlighet. Anledningen är att en förändring i siktdjup behöver följas upp med andra metoder för att säkerställa eventuell påverkan och dess orsaker.

Även syrgas föreslås utgå som grund för statusklassning och istället utgöra en stödparameter. Anledningen är främst svårigheterna med att uppskatta storleken på den naturliga syrgastäringen för att kunna fastställa storleken på en eventuell påverkan.

Försurningspåverkan bedöms som avvikelser i pH jämfört med året 1860 enligt beräkning med MAGIC-modellen. För kalkade vatten ska bedöm-

ningen göras utifrån en beräkning av det ”okalkade” tillståndet. Försurningsbedömningen avser därmed hur försurat vattnet skulle vara om det inte kalkades i enlighet med formuleringen i miljömålet ”Bara naturlig försurning”. Inom vattenförvaltningen finns ett behov av att även kunna klassa det kalkade tillståndet för att visa på att man genom kalkningsåtgärder har uppnått en vattenkemi som ger förutsättningar för god status för de biologiska kvalitetsfaktorerna. Vi har därför tagit fram ett förslag till en bedömningsgrund som för kalkade vatten bedömer försurning både för det kalkade och det okalkade tillståndet.

Utvecklingen av bedömningsgrunderna för kalkade vatten visade på förbättringsmöjligheter av metoden för hur data från den matchade sjön används till att beräkna dpH. Genom att använda dANC istället för dpH från den matchade sjön, genom att byta modell för organiska syror samt genom att förbättra uppskattningen av kolsyratrycket, minskade både det systematiska och det slumpmässiga felet i försurningsbedömningen med MAGIC-biblioteket. När vi tillämpade det nya beräkningssättet på omdrevs-sjöarna visade det sig att andelen försurade sjöar i Sverige blev mindre. Mot bakgrund av att en mer omfattande översyn av bedömningsgrunderna för försurning är planerad och att man inte bör ändra i bedömningsgrunderna för ofta, rekommenderar vi att man inte i nuläget ändrar på hur okalkade vatten försurningsbedöms.

Summary

Assessment criteria for the classification of ecological status play a central role in the application of the EU Water Framework Directive in Sweden. The assessment bases for the biological quality factors have been further refined in the five-year research project WATERS, which was finalized in 2016. Thereafter, the need to develop the quality criteria for physico-chemical quality factors was also emphasized. Despite the focus on biological quality elements in the Water Directive, physicochemical quality is of major importance in quantifying the response to certain types of impacts as well as for classification of water bodies where there are only physicochemical measurements. The Swedish Agency for Marine and Water Management has therefore decided to further develop quality criteria for the physicochemical quality elements to address the criticisms of these in connection with the application of EU Water Framework Directive within water management.

Criteria development is done in two steps. In the first step, minor changes are implemented as part of the next management cycle. In the second step, more long-term development work will be carried out. This report presents the results from the first step for lakes and streams and comprises:

- Revision of the reference value for total phosphorus in lakes taking into consideration natural turbidity.
- Estimation of nitrogen-limited lakes in regions with low nitrogen deposition.
- Implementation of the PLC6 framework in the calculation of the reference value of total phosphorus in agricultural dominated rivers.
- Simplification of the assessment of Secchi depth and dissolved oxygen.
- Assessment of acidification in limed waters, both with respect to the limed state and how acidified the water body would be without liming.

Parts not covered by this work, but which are planned to be implemented in following projects include:

- Calculation of uncertainty in classifications
- Development of quality criteria for agricultural dominated lakes and rivers
- Revision of the acidification criterion
- Harmonization of impact scales to the biological quality factors
- Harmonization of the assessment bases with coastal waters and with other Nordic countries.
- Other pollutants such as metals.

Quality criteria for total phosphorus (tot-P) in lakes consist of regression equations between tot-P and other parameters based on a number of unaffected reference lakes. New regression equations were developed based on a selection of reference lakes from the national monitoring program (Omdrev lakes) that is considered representative of all lakes in Sweden. Unlike previous versions, the new equations include turbidity among the

parameters used to determine tot-P criteria. In this way, the new quality criteria take into account lakes that may have higher tot-P due to natural turbidity. An alternative equation was made without turbidity for those cases where there are no turbidity measurements or if one suspects that human activity has affected turbidity.

For nutrient-poor, nitrogen-limited lakes, the quality criterion is based on the ratio of inorganic nitrogen to tot-P (DIN / tot-P). The criterion states that lakes with a present value of the ratio DIN / tot-P less than 1.5 during the spring circulation, should not be allowed not increase above a DIN / tot-P ratio of 3.4. Such a change prevents a naturally nitrogen-limited lake from becoming phosphorus-limited in its primary production, which may cause a significant change in the phytoplankton community. The proposal for quality criteria for nutrient poor lakes is completely new and should be tested in practical application to see if it gives reasonable outcomes for management purposes.

Quality criteria for tot-P in rivers consist of a regression equation similar to that for lakes, but if the proportion of agricultural land in the catchment area is greater than 10% there is a special criteria. The reference value for runoff from agricultural land is then set to that for runoff from unfertilized fallow. In the current assessment criteria, it is poorly specified how a reference value from agricultural land is to be developed; previously the values from modelling within PLC5 have been used. We suggest that the modifications from PLC 6 instead be used, which are significantly improved. For example, modelling is based on an updated soils map with higher resolution. We also developed a tool that facilitates the application of the quality criteria.

For lakes in agricultural landscapes, there is no corresponding method for calculating leakage from agricultural land. The reason for this is that we have not yet found any reliable method for estimating the pre-industrial retention of phosphorus for these lakes. This results in a risk for over-estimation of reference values. To illustrate this, we applied the tool for agricultural rivers to agricultural lakes. In many cases, the calculated reference value was significantly higher than the current measured value. This confirmed the need to estimate P retention in lakes before using modelled leakage from unfertilized fallow to calculate a reference value for agricultural lakes.

Secchi depth is proposed to not be used for status classification and instead become a support parameter for impact analysis of nutrients and turbidity. The reason for this is that a change in Secchi depth needs to be followed up with other methods to ensure possible impact and its causes.

Even oxygen is suggested to not be used for status classification and instead constitute a support parameter. The reason is mainly the difficulty in estimating the size of the natural oxygen demand in order to determine the size of the possible impact.

Acidification is estimated as a deviation in pH compared to the year 1860 based on the MAGIC model. For limed waters, the assessment shall be

based on a calculation of the "unlimed" state. The acidification assessment thus relates to how acidified the water would be if it was not limed in accordance with the wording of the national environmental objective "Natural Acidification Only". In water management there is also a need to be able to classify the limed state to demonstrate that water chemistry has improved to a state, through liming measures, that provides the conditions needed for good status of the biological quality elements. We have therefore developed a proposal for a quality criterion for limed water bodies that assesses acidification both for the unlimed and the limed state.

The development of quality criteria for limed waters showed a need for improvements in the method using data from the matched, reference lake to calculate dpH. By using dANC instead of dpH from the matched lake, changing the model for organic acids, and by improving the estimate of carbonic acid pressure, both the systematic and random errors in the acidification assessment using the MAGIC library decreased. When we applied the new calculation method to lakes across the country, it resulted in a decrease in the proportion of acidified lakes in Sweden. In view of the fact that a more extensive review of the quality criteria for acidification is planned and that quality criteria should not be changed too often, we do not recommend revision of the acidification quality criteria for non-limed water bodies for the upcoming water cycle.

1 Inledning

Metoden att bedöma vattenkvalitet som en avvikelse från ett referensvärde har använts i Sverige nästan lika länge som den nationella miljöövervakningen (SNV 1969). 1990 utgavs de första bedömningsgrunderna som allmänna råd (Naturvårdsverket 1990). De omfattade bara fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer och syftet var att åstadkomma enhetliga bedömningar av kvalitet och påverkan i sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunderna uppdaterades 1999 men förbättrade metoder för att beräkna referensvärden och utvidgades till fler parametrar (Naturvårdsverket 1999). Framför allt kom de nu att även omfatta biologiska kvalitetsfaktorer. I arbete med att ta fram och utveckla bedömningsgrunder har det hela tiden förts en diskussion om balansen mellan å ena sidan enkelhet, transparens och rimliga krav på mätdata, och å andra sida precision och vetenskaplig grund. I den praktiska tillämpningen av bedömningsgrunderna inom förvaltningen framkom ofta att tillgängliga mätdata inte räckte till för att tillämpa bedömningsgrunderna och att klassningen av påverkan ibland inte gav rimliga resultat. Detta gjorde att tillämpningen av de allmänna råden var begränsad.

Situationen ändrades i och med att Sverige skrev under EU:s ramdirektiv för vatten, vilket senare implementerades i Vattenförvaltningsförordningen (VFF) och Miljöbalken (MB). I och med detta blev det lag på att alla vattenförekomster skulle statusklassas enligt rådande bedömningsgrunder. Klassningen skulle styra vattenförvaltningsarbetet med målet att alla vattenförekomster ska uppnå minst God status. Detta föranledde en ny revidering av bedömningsgrunderna 2007 (Naturvårdsverket 2007) som senare blev lagtext med senaste versionen från 2015 (HaV 2015). Eftersom Vattendirektivet har ett tydligt ekologiskt fokus ligger tyngdpunkten på de biologiska kvalitetsfaktorerna medan de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna utgör stödparametrar. Den tvingande tillämpningen av bedömningsgrunderna och de stora konsekvenser klassningen får för krav på åtgärder, blottade brister i bedömningsgrunderna, vilket föranledde Naturvårdsverket att utlysa ett forskningsprojekt för att utveckla dem. Projektet fick titeln WATERS och omfattade samtliga biologiska kvalitetsfaktorer i sjöar, vattendrag och kustvatten. Av utrymmes- och prioriteringsskäl ingick inte de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna i WATERS, men ett visst utvecklingsarbete gjordes parallellt även för dessa. De modelleringar som ligger till grund för bedömning av försurning (Moldan m fl. 2013) och näringsämnen i jordbruksvattendrag (Ejhed m fl. 2016) och några förslag till revidering av bedömningsgrunderna för övergödning togs fram (Fölster 2014, Fölster och Djodjic 2015).

I samband med att WATERS slutredovisades (Lindgarth m fl. 2016) tog HaV initiativ till ett arbete med att även utveckla bedömningen av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Trots den stora fokusen på biologin i Vattendirektivet finns främst två skäl till att utveckla även de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Det första skälet är att många typer av

påverkan, som t ex övergödning och försurning, utgörs av kemisk påverkan. Väl fungerande bedömningsgrunder underlättar därför upprättande av kvalitetsnormer och åtgärdsbeting. Det andra skälet är att det ofta saknas data för biologiska kvalitetsfaktorer medan data för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer är betydligt vanligare på grund av den lägre kostnaden för dessa.

Utvecklingen av bedömningsgrunderna för de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna i sjöar, vattendrag och kustvatten inleddes med en förstudie av SLU och SMHI där arbete planerades i samråd med en referensgrupp med representanter från statliga och regionala myndigheter samt forskarsamhället (Wesslander Karin m fl. 2017). Gruppen kom fram till att arbetet skulle göras i två steg. I det första steget skulle de mindre förändringar göras som kunde hinnas med till nästa förvaltningscykel och därför rapporteras till sista september 2017. I det andra steget ska ett mer långsiktigt utvecklingsarbete genomföras. Denna rapport redovisar resultatet från det första steget för sjöar och vattendrag och omfattar:

- Revidering av referensvärdet för totalfosfor i sjöar med hänsyn till naturlig grumlighet.
- Bedömning av kvävebegränsade sjöar i regioner med låg kvävedeposition
- Implementeringen av underlaget från PLC6 i beräkningen av referensvärdet för totalfosfor i jordbruksvattendrag.
- Förenkling av bedömningen av siktdjup och syrgasförhållanden
- Bedömning av försurningspåverkan i kalkade vatten både med avseende på det kalkade tillståndet och hur försurat vattnet skulle vara utan kalkning.

Delar som inte omfattas av detta arbete utan planeras att genomföras i kommande projekt är:

- Beräkning av osäkerheten i klassningar
- Utveckling av bedömningsgrunder för sjöar och större vattendrag med stor jordbrukspåverkan
- Revidering av kriteriet för försurning.
- Anpassning av påverkansskalorna till de biologiska kvalitetsfaktorerna
- Harmonisering av bedömningsgrunderna med kustvatten samt med de övriga nordiska länderna.
- Särskilt förorenande ämnen som t.ex. metaller.

2 Näringsämnen i sjöar

2.1 Nya ekvationer för referensvärdet för tot-P i sjöar

Referensvärdet för sjöar i skogslandskapet beräknas ur sjöns brunhet, höjd över havet och djup ur ett regressionssamband baserat på referensstationer i nationella och regionala miljöövervakningsprogram med provtagning i tidsserier (Naturvårdsverket 2007). En förenklad formel utan sjödjup ingår som alternativ. En utvärdering av bedömningsgrunderna för sjöar visade att de referenssjöar som ingick i underlaget inte är representativa för alla Sveriges sjöar. Referenssjöarna med tidsseriemätningar är i genomsnitt större, djupare och mindre grumliga än sjöar över lag. Detta leder till att grunda grumliga sjöar får ett för lågt referensvärde och att den förenklade formeln utan sjödjup ger en underskattning av referensvärdet. Som lösning på detta problem föreslås att ekvationen för referensvärdet baseras på sjöar i det nationella miljöövervakningsprogrammet omdrevssjöar som är ett stratifierat slumpmässigt urval av alla Sveriges sjöar > 1 ha i SMHI:s sjöregister. Vi föreslår också att ett mått på grumlighet ingår i parametrarna för ekvationen. En sådan ekvation har tagits fram baserat på omdrevssjöarna 2007-2009 och med skillnad mellan filtrerad och ofiltrerad absorbans som mått på grumlighet (Huser och Fölster 2013). Därefter har metoden för att mäta grumlighet i den nationella övervakningen ändrats till turbiditet (ljusspridning). I detta förslag har nya ekvationer tagits fram baserade på omdrevssjöarna 2011-2016 efter att påverkade sjöar sorterats bort baserat på ett referensfilter. Vi har också testat om konstanterna i ekvationen skiljer sig mellan sjöar inom olika strata för region, djup alkalinitet, motsvarande indelningen som används för den föreslagna typologin för sjöar (Drakare 2014).

2.1.1 Underlag till nya ekvationer för referensvärde

Analysen utgick från ett urval på 2361 referenssjöar av de totalt 4239 slumpade omdrevssjöar som var och en provtogs en gång under höstomblandningen 2011-2016. Urvalet gjordes med ett referensfilter omfattande andelen jordbruksmark (< 10 %), skogsavverkning senaste fem åren (< 10 %), andelen urban mark (< 1 %) och inga betydande punktkällor av fosfor enligt underlaget till PLC6. Även kalkpåverkade sjöar togs bort. Referensfiltret är samma som användes inom WATERS-projektet (Lindgarth m fl. 2016) med undantag av att försurade, icke kalkade sjöar behölls för att få ett tillräckligt stort antal sjöar i södra Sverige. Dessutom togs 32 sjöar bort för att tot-P var under detektionsgränsen, 8 för att de hade tot-P > 100 µg/l och 1 sjö för att den kraftigt avvek från regressions-sambanden. Gränsen på 10 % jordbruksmark är satt något för högt eftersom övergödning från jordbruket kan påverka fosforhalten även med mindre andelar jordbruksmark i avrinningsområdet (Huser och Fölster 2013). Detta kan ge viss överskattning av referensvärdet, men vi valde att använda

samma referensfilter som användes i WATERS för att få bedömningen jämförbar med de biologiska kvalitetsfaktorerna.

För regressionsanalysen användes från början 19 parametrar varav 9 uteslöts för att de var för starkt korrelerade till någon av de andra parametrarna. Samtliga parametrar transformerades (\log_{10}) för att ge linjära samband. De statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) parametrarna som gav störst förklaringsgrad var absorbans på filtrerat prov (AbsF), turbiditet (Turb) och höjd över havet (Alt). Dessa gav tillsammans ett r^2_{adj} -värde på 0,70. Utöver dessa var även medeldjup, Cl, K och Si signifikanta, men när dessa fyra parametrar togs med ökade r^2_{adj} bara till 0,72 och ingen av dessa fyra parametrarna höjde ensamt r^2_{adj} med mer än 0,01. Vi utesluter därför dessa tre parametrar för att inte ge onödiga krav på miljöövervakning och föreslår en ekvation med de tre parametrarna enligt ekvationen:

$$\log_{10}ref-P = 1,425 + 0,162 * \log_{10}AbsF + 0,482 * \log_{10}Turb - 0,128 * \log_{10}Alt \quad (\text{ekv 1})$$

Dataunderlaget omfattar sjöar från 1 ha och uppåt. För vattenförvaltningen är det särskilt viktigt att kunna bedöma sjöar $> 0,5 \text{ km}^2$. Vi testade därför om regressionsparametrarna skilde sig statistiskt om man delade upp data i två grupper utifrån denna gräns. Det visade sig då att parametern för $\log_{10}Turb$ blev signifikant olika mellan grupperna, men om denna faktor togs med i modellen ökade r^2_{adj} bara med 0,01. Slutligen testades om olika strata som används i förslaget till ny typologi gav olika regressionsparametrar för den valda modellen, d v s region, djup och alkalinitet. (Färg testades inte eftersom AbsF ingår i regressionsparametrarna). Det visade sig då att regionen ”Norrländ mellan 200 och 800 meter” gav signifikant skilda intercept och lutningar, men genom att inkludera denna region som en parameter i modellen ökade r^2_{adj} bara med 0,01. Även en indelning i djupa och grunda sjöar gav en signifikant men försumbart bättre modell. Utifrån ovanstående föreslår vi att använda en och samma modell för samtliga regioner, djup och alkalinitetsklasser.

Den förslagna modellen har fördelen att den baserar sig på ett representativt urval av alla Sveriges sjöar och att den tar med grumligheten i bedömningen, som gör att man undviker att felaktigt klassa naturligt grumliga sjöar som påverkade. En nackdel är dock att grumligheten påverkas av övergödning, vilket gör att det referensvärde som beräknas för eutrofierade sjöar blir för högt. Detta leder till att reduktionsbetingen för fosfor sätts för lågt och i värsta fall att ett påverkat vatten felaktigt klassas som att det uppfyller god status. Dessutom saknas det ofta mätningar för turbiditet i äldre data. Vi föreslår därför en alternativ formel som inte inkluderar turbiditet:

$$\log_{10}ref-P_2 = 1,76 + 0,338 * \log_{10}AbsF - 0,213 * \log_{10}Alt \quad (\text{ekv 2})$$

Ekvation 2 har en lägre förklaringsgrad ($r^2_{adj} = 0,54$) vilket gör att osäkerheten i bedömningen blir större. Den ska därför bara användas för äldre data där turbiditetsmätningar saknas och för sjöar med kända

övergödningsproblem eller där man misstänker att grumligheten på annat sätt påverkats av mänsklig aktivitet.

Ekvationer 1 och 2 är avsedda att användas för medelvärden från hela året eller höstvärden. Skillnaden mellan att använda höstvärden och helårsmedelvärden är liten men felet blir mindre ju fler mätvärden man använder. Många miljöövervakningsprogram riktade mot övergödning är dock begränsade till mätningar augusti. Orsaken är att övergödningens effekter på sjöecosystemet bäst studeras då och att man av kostnadsskäl inte provtar vid andra tillfällen. Det finns därför behov av ytterligare en alternativ formel för sjöar som baserar sig på augustivärden. En sådan togs fram baserat på data från 156 tidsseriesjöar provtagna 4 ggr per år varje säsong mellan 2009 - 2014 och som passerat samma referensfilter som ovan (ekv. 3).

$$\log_{10}\text{ref-P}_{\text{aug}} = 1,437 + 0,250*\log_{10}\text{AbsF} + 0,536 * \log_{10}\text{Turb} - 0,120*\log_{10}\text{Alt} \quad (\text{ekv } 3)$$

En motsvarande ekvation för äldre data utan turbiditetsmätning togs också fram (ekv. 4)

$$\text{Log}_{10} \text{ ref-P}_{\text{aug}2} = 2,247 + 0,530*\log_{10} \text{ AbsF} - 0,339*\log_{10} \text{ Alt} \quad (\text{ekv } 4)$$

Eftersom ekvationerna 3 och 4 baserar sig på tidsseriesjöar inom nationell och regional miljöövervakning vilka inte är helt representativa för alla Sveriges sjöar bör dessa ekvationen ska användas med försiktighet.

2.1.2 Överväganden

Ekvationerna 1 och 2 baserar sig på enstaka mätningar i varje sjö vilket ger en större spridning och lägre r^2 -värde. Detta kompenseras av det stora antalet sjöar som ekvationen baserar sig på vilket ger en stor säkerhet i skattningen av regressionsparametrarna. När en sjö ska bedömas beror säkerheten i klassningen på hur många prover som klassningen baserar sig på. Denna osäkerhet ska kvantifieras i ett annat delprojekt, som kopplas till det ”osäkerhetsbibliotek” som föreslogs i WATERS-projektet.

Ekvationerna 1 och 2 baserar sig bara på höstprover trots att övergödningsproblem främst framträder under sommarstagnationen. Bedömningsgrunderna för tot-P avser bara att bedöma om fosforhalten är så pass mycket högre än referensvärdet att det förväntas ge biologisk effekt. Den faktiska biologiska effekten studeras bäst med biologiska parametrar. Ett prov under höstomblandningen ger dock i genomsnitt en bra uppskattning av sambandet mellan AbsF och tot-P för helårsmedelvärde. Ekvationen kan därför användas för data med helårsmedelvärden.

De sjöar som passerat referensfiltret är troligen inte representativa för sjöar i jordbrukslandskapet. Detta avspeglar att alla sjöar med mer än 10% jordbruksmark i avrinningsområdet är mer eller mindre påverkade av övergödning från jordbruket. Det går därför inte att hitta några referenssjöar med avseende på tot-P för dessa sjöar. Tillförlitliga bedömningsgrunder för tot-P i jordbruket behöver därför utvecklas i framtida projekt.

2.1.3 Konsekvensanalys

2.1.3.1 Bedömning av referenser bland omdrevssjöarna

Det nya förslaget till bedömningsgrunder tillämpades på samma referensunderlag som ingick i modellen och jämfördes med de nuvarande bedömningsgrunderna från 2007. Idealt ska samtliga referenser ha hög status, men osäkerheten i modellen och det faktum att bedömningen bara är gjort på ett enskilt mätvärde gör att många sjöar får sämre klass. Med det nya förslaget (Ekv 1) klassas 6 % av referenserna som måttlig status eller sämre (Tabell 1). Det är inte troligt att så många övergödda sjöar passerat referensfiltret utan dessa utgörs troligen till största delen av felklassningar. Det nya förslaget är bättre än nuvarande bedömningsgrunder (BG07) som gav 8 % felklassningar. Den alternativa ekvationen utan turbiditet gav ännu större andel felklassningar, 10 %.

Tabell 1. Klassning av om sjöar uppfyller minst god status (H/G) eller inte (M/O/D) enligt tre alternativa modeller för referensvärde: Beräknat ur Turbiditet, Absorbans och Altitud (Ekv 1), beräknat ur Absorbans och Altitud (Ekv 2) samt nuvarande bedömningsgrunder från 2007 (BG07). Tabellen anger andel sjöar av 2361 referenser ur Omdrevssjöprogrammet 2011-2016.

Klass	%		
	Ekv 1	Ekv 2	BG07
H/G	94	90	92
M/O/D	6	10	8

Precisionen med den nya ekvationen ökade särskilt i Norrlands lågland (Tabell 2). I Norrlands högländ gav det nya förslaget större antal felklassningar, men av de 22 referenssjöar i Norrlands högländ som klassats som ej god status var de allra flesta sjöar mycket klara med referensvärden under 3 µg/l och uppmätta halter under 10 µg/l. Vid så låga värden har mätfelet stor betydelse för klassningen och en påverkansanalys bör väga tungt i en expertbedömning.

Tabell 2. Antal referenssjöar som felklassas som måttlig status eller sämre (M/O/D) enligt två alternativ till beräkning av referensvärden, bedömningsgrunder från 2007 (BG07) och ett förslag till nya bedömningsgrunder (Ekv 1). Resultaten baserar sig på 2361 referenser ur omdrevssjöprogrammet 2011-2016 och är fördelade på fyra regioner. (NH = Norrland > 800 m, NM Norrland 200 – 800 m, NL = Norrland < 200 m, S = Södra Sverige.)

Regionstrata	Antal M/O/D	
	BG07	Ekv 1
NH	10	22
NM	87	64
NL	25	7
S	77	41
Hela Sverige	199	134

Sex sjöar som klassas som hög status med det nya förslaget klassades som otillfredsställande eller dålig status med BG07 (Tabell 3). En av dessa var Sandgölen som hade mycket hög halt av Fe. Partikulärt Fe kan modelleras ur mätdata och för Sandgölen visade detta att ca 3000 µg/l Fe var i partikulär form. Detta förklarar den höga turbiditeten och troligen höga tot-P halten. De två sjöarna Storsjön och Hundsjön hade båda relativt stor andel jordbruksmark och det är här troligt att eutrofiering höjt turbiditeten och att detta är exempel på felklassningar med det nya förslaget. Det visar också att gränsvärdet på 10 % jordbruksmark troligen är i högsta laget.

De fyra övriga sjöarna är mycket klara med referensvärden under 3 µg/l.

Tabell 3. Urval av referenser av Omdrevssjöar 2011-2016 som klassas som hög status med nytt förslag till Bedömningsgrund (Ekv 1) och som klassas som otillfredsställande eller dålig status med bedömningsgrunder från 2007.

ID	Bamn	Areakod	Jbr. %	Myr%	Tot.P µg/l	Abs F 420/5	Turb FNU	TOC mg/l	Fe µg/l	Status NyTurb	Status BG07
639661-140649	Sandgölen	E	0	0	56,2	0,257	15	17,8	3600	H	O
646718-152813	Storsjön	D	9,9	1	46,9	0,167	11	16,3	290	H	O
667516-155937	Hundsjön	E	6	1	58	0,391	32	22,2	1700	H	O
735164-169712	Namnlös	E	0	20	31	0,13	9,4	4,8	2300	H	O
744966-161210	Laitaure	B	0	1	70	0,046	81	1,7	1700	H	D
747930-159876	Kuortesluoppal	D	0	1	16,8	0,012	11	0,6	450	H	O
753146-162609	Namnlös	E	0	70	36	0,07	26	3,4	810	H	O

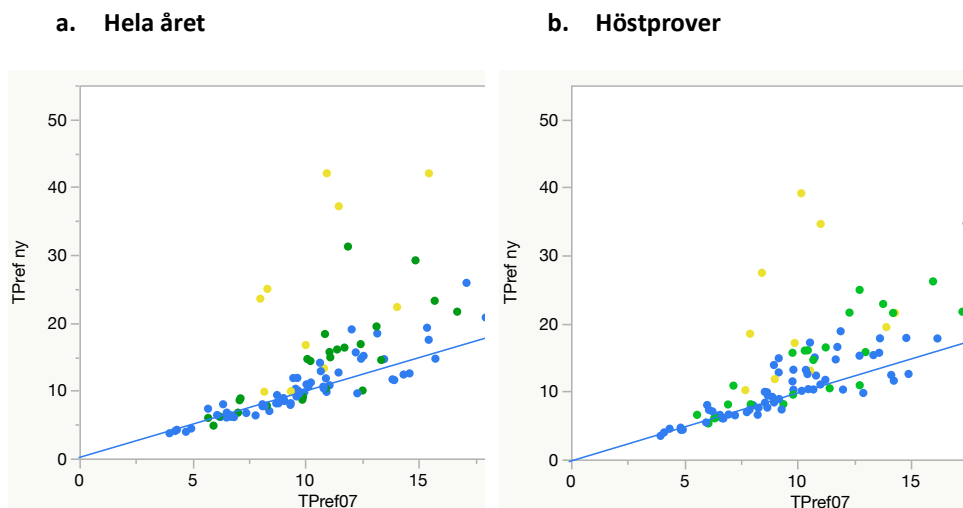
Det nya förslaget (Ekv 1) jämfördes med bedömningsgrunder från 2007 (BG07) för samtliga omdrevssjöar 2011-2016, även påverkade. Andelen sjöar som klassas som övergödda halveras med det nya förslaget (Tabell 4). Störst är minskningen i Norrlands lågland (NL). I Norrland > 800 meter ökar istället andelen som klassas som påverkade. Detta beror troligen för att det nya förslaget ger lägre referensvärde för mycket klara sjöar. Det beror också på att dessa sjöar är mycket näringsfattiga och att mätosäkerheten har stor betydelse för klassningen. Detta visar på betydelsen av att ta in påverkansanalysen i en expertbedömning av statusklassningen.

Tabell 4. Andel sjöar som inte uppnår god status för 4425 Omdrevssjöar 2011-2016 fördelat på 4 regioner.

Regionstrata	BG07	Ny Turb
NH	6,0	13,2
NM	5,8	4,6
NL	12,0	3,6
S	18,2	8,4
Hela Sverige	12,2	6,6

2.1.3.2 Tidsseriesjöar

Bedömningsgrunderna enligt det nya förslaget tillämpades på 105 sjöar inom miljöövervakningen med mätvärden 2 - 4 gånger per år 2011 - 2014 och med uppmätta värden på sjödjup. Sjöarna omfattade både opåverkade och påverkade sjöar. En jämförelse av referensvärden för sjöarna mellan de två metoderna visar att det nya förslaget ger högre referensvärden för ett flertal sjöar jämfört med bedömningsgrunder från 2007 (Figur 1 a). Det är framför allt sjöar med mer än 1 % jordbruksmark som får höga referensvärden.



Figur 1a (hela året) och b (höstprover). Referensvärde för totalfosfor (ref-P) beräknat med ett nytt förslag (ref-P ny) jämfört med modellen i bedömningsgrunder från 2007 (ref-P07). Gult anger > 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet, grönt 1 – 10 % och blått ≤1 %.

Klassningen av status enligt handboken från 2007 jämfördes med det nya förslaget för de 105 sjöarna (Tabell 5). De flesta sjöarna fick hög status oavsett modell vilket avspeglar att dataunderlaget till stor del utgörs av referenssjöar. Ett exempel på en sjö där klassningen ändrades är Överudssjön (659105-133982) väster om Karlstad som fick otillfredsställande status med den gällande handboken och god status med det nya förslaget. Sjön har 9 % jordbruksmark i avrinningsområdet och medelvärdet av tot-P är 46 µg/l. Sjön har medeldjupet 2,7 m och sjöytan är 2,2 km². I VISS anges den som övrigt vatten och saknar klassning.

Fyra sjöar med måttlig status enligt handboken fick hög status med det nya förslaget. Tre av dessa hade hög andel jordbruksmark. Den fjärde var Edasjön 663365-161779 med 3 % jordbruksmark, och ett medelvärde av Tot-P på 41 µg/l. Sjön är måttligt brun (AbsF = 0,17) och grumlig (Turb = 4,7 FNU). Den är avlång och ena halvan är grund (< 4 m) (Brunberg och Blomqvist 1998). Sjön anges ha en ökande näringsstatus vilket antas hänga samman med ett ökat permanentboende i fritidsbebyggelse. Det är därför troligt att referensvärde på 29 µg/l som det nya förslaget ger i detta fallet är för högt.

En sjö som fick måttlig status med handboken men god status med det nya förslaget är Ekholmssjön (663907-156927). Den har 2 % jordbruksmark i avrinningsområdet och ett medelvärde av tot-P på 22 µg/l. Den är måttligt brun (AbsF = 0,10) och relativt grumlig (Turb = 1,9 FNU). Referensvärdet är 11 µg/l med handboken och 15 µg/l med det nya förslaget. I detta fall är det troligt att den nya bedömningen som tar hänsyn till grumligheten är mer tillförlitlig.

Tabell 5. Jämförelse av statusklassning för tot-P enligt Handboken 2007 (BG07) och förslag till nya bedömningsgrunder (Ekv1) för 105 sjöar inom miljöövervakningen. Mörkgrå fyllning indikerar samma klassning. Mörk och ljusgrå indikerar samma bedömning om man uppfyller god status eller inte.

BG07	Ekv 1				
	H	G	M	O	D
H	80	1	0	0	0
G	8	1	0	0	0
M	4	5	1	0	0
O	0	1	0	0	0
D	0	0	4	0	0

2.2 Bedömning av kvävebegränsade näringsfattiga sjöar

Bedömningsgrunder för näringsämnen i sötvatten omfattar idag bara fosfor. Förslag till möjliga bedömningsgrunder för kväve togs fram i en rapport på uppdrag av HaV (Fölster och Djodjic 2015). Förslaget gällde dels kvävebegränsade sjöar i Norra Sverige och dels beräkning av referensvärden för kväve i sjöar och vattendrag i hela Sverige.

Anledningen till att bedömningsgrunder för näringsämnen bara omfattar fosfor är att primärproduktionen i sötvatten anses vara fosforbegränsade. Senare forskning har emellertid lyft fram att många sjöar i områden med låg kvävedeposition i själva verket är kvävebegränsade (Elser m fl. 2009). Sjöar som är fosforbegränsade i början av växtsäsongen kan också bli kvävebegränsade under sensommaren. En övergång från kvävebegränsning till fosforbegränsning innebär en signifikant förändring av växtplanktonsamhället vilket motiverar att sjöar som idag är kvävebegränsade inte ska utsättas för så stor kvävebelastning att de övergår till att bli fosforbegränsade. Kvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN = nitrat + nitrit + ammonium) och Tot-P har visat sig vara en lämplig indikator för kvävebegränsning i sjöar (Bergström 2010). När DIN/tot-P är lägre än 1,5 (räknat på massa) råder kvävebegränsning och vid kvoter över 3,4 råder fosforbegränsning. I intervallet mellan 1,5 och 3,4 kan båda ämnen vara begränsande.

Vi föreslår att för sjöar som inte har påverkade tot-P-halter och där DIN/tot-P är mindre än 1,5 under vårcirkulationen får en antropogen kvävebelastningen inte leda till att kvoten blir högre än 3,4. Gränsen mellan hög och god status för DIN kan därmed beräknas enligt:

$$DIN_{H/G} = \text{tot-P} * 1,5$$

Och gränsen mellan God och måttlig status enligt

$$DIN_{G/M} = \text{tot-P} * 3,4$$

Gränsvärden för sämre klasser sätts preliminärt till motsvarande intervall dvs. 5,3 och 7,2.

Vi föreslår inte att ta fram bedömningsgrunder för kväve som baserar sig på avvikelser från referensvärden för Tot-N eller DIN för vatten som inte är kvävebegränsade. Anledningen är att det saknas underlag för var klassgränserna ska sättas eftersom en ökning av kvävehalten inte påverkar organism-samhället i ett fosforbegränsat system.

Parallellt med utvecklingen av nya bedömningsgrunder pågår ett arbete med Särskilt förorenande ämnen där det finns ett förslag att ta fram ett gränsvärde för nitrat baserat på toxikologiska studier. Förslaget är under diskussion. Bl a har det ifrågasatts om det är lämpligt att använda ett toxikologiskt angreppssätt för ett essentiellt makronäringsämne.

2.2.1 Konsekvensanalys av bedömningsgrunder för kväve

Kvoten DIN/tot-P beräknades för vårprover tagna under 2009-2014 i 190 sjöar inom nationell och regional miljöövervakning. Av dessa hade bara 7 sjöar DIN/tot-P-kvoter under 1,5 alla sex åren. Av dessa hade fem av sjöarna tot-P halter > 25 µg/l vilket tyder på att de är påverkade med avseende på fosfor. De kvarstående tydligt kvävebegränsade näringsfattiga sjöarna är:

Sangen 686849-145214

Ytterträsket 723383-175441

Vill man ha en mer heltäckande bild av hur vanligt det är med kvävebegränsade sjöar i Sverige kan man använda Omdrevssjöarna. Man får då komma ihåg att höstprov inte är särskilt relevant för primärproduktionen. Av dessa sjöar, provtagna 2009-2014, hade 20 % DIN/tot-P-kvoter under 1,5 och Tot-P halter under 25 µg/l. Nästan alla av dessa låg i Norrland varav de flesta i inlandet.

Förslaget till bedömningsgrunder för kväve i kvävebegränsade näringsfattiga sjöar är helt nytt och har ännu inte prövats i praktisk tillämpning. Det är därför viktigt att under remissen testa utfallet för att se om det ger rimliga begränsningar av t ex gruvutsläpp. Vidare bör man överväga om den ska ingå i föreskriften eller istället ingå i en handledning.

2.3 Förslag för näringsämnen i sjöar

Följande avsnitt utgör ett förslag till revidering av ett utsnitt ur föreskriften. Hänvisningar till avsnitt, tabeller och figurer avser numreringen i föreskriften, och har här föregåtts av prefixet "h" för att undvika sammanblandning med resten av rapporten.

1.1 Kvalitetsfaktor och ingående parametrar

Näringsämnen i sjöar ska i normalfallet klassificeras genom att parametern totalfosfor (tot-P) beräknas och uttrycks i EK enligt avsnitt h.1.3 och utifrån klassgränserna i Tabell h.1.1.

Om tydliga indikationer däremot finns på att kvävehalten styr tillväxten och påverkar artsammansättningen i en ytvattenförekomst där det finns en väsentlig mänskligt orsakad kvävebelastning får vattenmyndigheten göra en expertbedömning av lämplig kvävehalt som gräns mellan god och måttlig status för kväve utifrån gemensamma riktlinjer framtagna av Vattenmyndigheterna. I dessa fall bestäms status för kvalitetsfaktorn näringsämnen i sjöar av status för tot-P eller status för kvävehalt beroende på vilken som är sämst. I näringsfattiga sjöar i områden med låg kvävedeposition kan kvävebegränsade sjöar definieras och klassas utifrån kvoten DIN/tot-P där DIN är lika med summan av nitrit-, nitrat- och ammoniumkväve.

1.2 Krav på underlagsdata

För att bedömningsgrunderna för näringsämnen i sjöar ska kunna tillämpas ska analyser av tot-P ha utförts enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Om kväve klassificeras ska analyser för de olika fraktionerna, beroende på vilken som används, ha utförts enligt följande standarder eller med metod som ger likvärdiga resultat: Ammoniumkväve enligt SIS 028134, nitratkväve och nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 samt totalkväve enligt SS-EN ISO 11905-1. För näringsfattiga sjöar (tot-P < 25 µg/l) ska rapporteringsgränsen för totalfosfor och nitrit+nitrat vara 1 µg P/l och för ammonium 3 µg N/l. Bedömningen ska göras på ytvattenprover motsvarande höstcirkulationen, helårsmedelvärde eller augustiprov. Med höstcirkulationen avses att ytvattentemperaturen ska vara under 8 °C och ett helårsmedelvärde att det omfattar fyra prover med ett från varje årstid.

1.3 Totalfosfor i sjöar

1.3.1 Klassificering

Steg 1

Beräkna referensvärde för tot-P (ref-P) enligt formel h.1.

$$\log_{10}\text{ref-P} = 1,425 + 0,162 \cdot \log_{10}\text{AbsF} + 0,482 \cdot \log_{10}\text{Turb} - 0,128 \cdot \log_{10}\text{Alt}$$

Formel h.1. Formel för att beräkna referensvärde för tot-P. ref-P = referensvärde (tot-P $\mu\text{g/l}$), AbsF = absorbans vid 420 nm i 5 cm kuvett, Turb = Turbiditet i FNU, Alt = sjöns höjd över havet (m).

Alternativ metod: För äldre data som saknar turbiditetsmätningar eller om man misstänker att turbiditeten påverkas påtagligt av mänsklig aktivitet i kringliggande mark, får följande formel användas:

$$\text{Log}_{10}\text{ref-P}_{,2} = 1,76 + 0,338 \cdot \log_{10}\text{AbsF} - 0,213 \cdot \log_{10}\text{Alt}$$

Formel h.2. Förenklad formel för att beräkna referensvärdet för tot-P.

Formel h.1 och h.2 avser data från höstcirkulationen eller från hela året. Om endast data finns från augusti får följande formler användas:

$$\log_{10}\text{ref-P}_{\text{aug}} = 1,437 + 0,250 \cdot \log_{10}\text{AbsF} + 0,536 \cdot \log_{10}\text{Turb} - 0,120 \cdot \log_{10}\text{Alt}$$

Formel h.3. Formel för att beräkna referensvärdet för tot-P för augustivärden.

$$\text{Log}_{10} \text{ref-P}_{,\text{aug}2} = 2,247 + 0,530 \cdot \log_{10} \text{AbsF} - 0,339 \cdot \log_{10} \text{Alt}$$

Formel h.4. Förenklad formel för att beräkna referensvärdet för tot-P för augustivärden.

Beräkningen i formel 1.1 och 1.2 är baserad på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Om mätning har gjorts med annan våglängd eller kuvettlängd ska en lämplig omräkningsfaktor användas.

Steg 2

Klassificering av tot-P

EK beräknas enligt följande: EK = referensvärde / observerad tot-P

Erhållen EK jämförs med klassgränserna i Tabell h.1.

1.3.2 Klassgränser

Tabell h.1. Statusklassificering av tot-P i sjöar.

Status	Klassgräns (EK-värde)
Hög	$0,7 \leq EK$
God	$0,5 \leq EK < 0,7$
Måttlig	$0,3 \leq EK < 0,5$
Otillfredsställande	$0,2 \leq EK < 0,3$
Dålig	$EK < 0,2$

Klassgränser i $\mu\text{g/l}$ beräknas som referensvärde / klassgräns (EK-värde).

1.4 Kvävebegränsade näringsfattiga sjöar

För sjöar med DIN/tot-P är mindre än 1,5 under vårcirkulationen vid referensförhållanden gäller följande klassgränser för DIN:

Tabell h.2. Statusklassificering DIN i kvävebegränsade näringsfattiga sjöar.

Status	Klassgräns halt DIN $\mu\text{g/l}$
Hög	$1,5 * \text{tot-P} \geq \text{DIN}$
God	$3,4 * \text{tot-P} \geq \text{DIN} > 1,5 * \text{tot-P}$
Måttlig	$5,3 * \text{tot-P} \geq \text{DIN} > 3,4 * \text{tot-P}$
Otillfredsställande	$7,2 * \text{tot-P} \geq \text{DIN} > 5,3 * \text{tot-P}$
Dålig	$\text{DIN} > 7,2 * \text{tot-P}$

3 Näringsämnen i vattendrag

3.1 Uppdatering av underlaget till beräkning av bakgrundsläckaget från jordbruksmark.

Bedömningsgrunderna för tot-P i vattendrag omfattar ett referensvärde beräknat med en regressionsformel liknande den för sjöar. För vattendrag med mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet ska detta referensvärde vägas samman med ett beräknat bakgrundsvärde för fosforläckage från jordbruksmarken, P_{jo} (HaV 2015). Bakgrundsvärdet ska motsvara läckaget från ogödslad, permanent gräsvall och beror av utlakningsregion

och jordart (Johnsson m fl. 2016). Det står inte angivet i föreskriften vilket underlag som ska användas, men praxis är att man använt data från PLC5 som tagits fram av SMED. Syftet med detta projekt är att ta fram ett nytt underlag för P_{jo} från PLC6 som baserar sig på betydligt bättre underlag jämfört med PLC5 (Ejhed m fl. 2016). Framför allt har den nya högupplösta jordartskartan använts vilket förbättra precisionen avsevärt (Djodjic 2015).

Halten i avrinningsvattnet från ogödslad vall beräknades för 10 812 vattenförekomstområden (VFO) med jordbruksmark. När ett vattendrag med mer än 10 % jordbruksmark ska bedömas letar man med GIS reda på vilket VFO som provplatsen ligger i och hämtar P_{jo} för den vattenförekomsten och genomför beräkningarna. Tabellen med P_{jo} sattes in i ett enkelt verktyg i Excel (BGP-vattendrag) som gör beräkningarna av referensvärden och statusklassning utifrån uppmätt kemi och relevanta bakgrundsdata. Denna beräkning ger bara ett relevant resultat för små vattendrag där jordbruksmarken ligger inom ett VFO. För att även kunna klassa något större vattendrag kompletterades tabellen över VFO med jordbruksmark med medelavrinningen från jordbruksmarken inom VFO enligt HYPE-modellen. Dessutom togs en tabell fram över den hydrologiska kopplingen mellan VFO. På det sättet kunde viktade medelvärden för P_{jo} för VFO uppströms det VFO som provplatsen ligger i beräknas i verktyget. Beräkningen begränsades till 5 nivåer av uppströms liggande VFO. Anledningen är att detta beräkningssätt inte tar hänsyn till retention i eventuella sjöar. För större vattendrag är risken stor att man därmed överskattar P_{jo} . Även med begränsningen till 5 nivåer krävs att resultaten genomgår en expertbedömning. För större vattendrag föreslås att P_{jo} -halten från olika VFO inom ett avrinningsområde sammanvägs utifrån en expertbedömning från fall till fall. Här rekommenderas att det utarbetas en gemensam praxis hur denna sammanvägning ska göras. I PLC6 använde man sig av den vattenförekomstindelningen från förra vattenförvaltningscykel. Vi rekommenderar därför att PLC6 räknas om till den nu gällande vattenförekomstindelningen för att underlätta tillämpningen av dessa data i vattenförvaltningen.

3.1.1 Konsekvensanalys

Excelverktyget BGP-vattendrag tillämpades på 238 vattendrag inom nationell och regional miljöövervakning med mätdata 2009-2014. Någon expertbedömning av eventuell retention i uppströms sjöar gjordes inte. I 38 av dessa var andelen jordbruksmark > 10 % och det fanns jordbruksmark inom de fem närmast liggande VFO. Ref-P beräknades då med P_{jo} . Av de 238 vattendragen kunde 98 kopplas till bedömningar i VISS. Av dessa ingick P_{jo} i bedömningen för 21 vattendrag.

För 58 av de 98 vattendragen skiljde sig klassningen och i 32 av vattendragen var det olika bedömning om vattendraget uppfyllde minst god status eller inte (Tabell 6). För 6 av de 48 vattendragen som hade Hög status enligt VISS blev klassningen måttlig med BGP. Ett av dessa vattendrag är Börrumsbäcken: Ett litet (29 km²) regionalt vattendrag med 14 % jordbruksmark i avrinningsområdet och inga uppströms liggande VFO. Medelvärdet

för tot-P var 90 µg/l och referensvärdet beräknades till 31,6 µg/l med det nya underlaget vilket gav ett EQR på 0,36. Eftersom det nya dataunderlaget har en högre upplösning är denna bedömning troligen mer rättvisande. Ett annat av dessa sex vattendrag var IKEU-referensen Tangån på Fulufjället i norra Dalarna med medelhalten av tot-P på 8 µg/l. Tangån är mycket klar, AbsF = 0,034, vilket ger ett referensvärde på 2,6 µg/l och ett EQR på 0,33. I detta fall är bedömningen i VISS troligen gjord med en expertbedömning eftersom bedömningsgrunderna inte ses som pålitliga när halterna är så låga och mätosäkerheten därmed har stor betydelse för beräkningarna.

I följande två exempel gav VISS en sämre klassning (Dålig status) än BGP (Hög status). Båda vattendragen hade medelhalter för tot-P på 18 µg/l och mindre än 10 % jordbruksmark. Färgeån är ett litet (21 km²), brunt (AbsF = 0,60) vattendrag med ett referensvärde på 15 µg/l. Det andra vattendraget är flodmynningen Botorpström (975 km²). Det är måttligt brunt (AbsF = 0,12) men höga halter icke-marint Ca och Mg (0,63 mekv/l), vilket tillsammans med den låga altituden ger ett relativt högt Pref (15,3). Här är det tveksamt varför klassningen i VISS satts till dålig status.

Tabell 6. Jämförelse av statusklassning för tot-P enligt VISS och nya bedömningsgrunder (BGP) för 98 vattendrag inom miljöövervakningen. Mörkgrå fyllning indikerar samma klassning. Mörk och ljusgrå indikerar samma bedömning om man uppfyller god status eller inte.

VISS	BGP				
	H	G	M	O	D
H	36	6	6	0	0
G	15	3	1	2	0
M	10	5	1	0	0
O	5	0	3	0	1
D	2	1	0	1	0

3.1.2 Förslag

Ingen ändring görs för vattendrag med undantag av följande avsnitt:

Referensvärdet för jordbruksmark P_{jo} , är relaterat till jordart och utlakningsregion och motsvarar läckaget från en ogödslad, oskördad permanent gräsvall. För att beräkna $ref-P_{jo}$ behövs följaktligen information om vilken jordart som är dominerande i tillrinningsområdet och vilken utlakningsregion den tillhör.

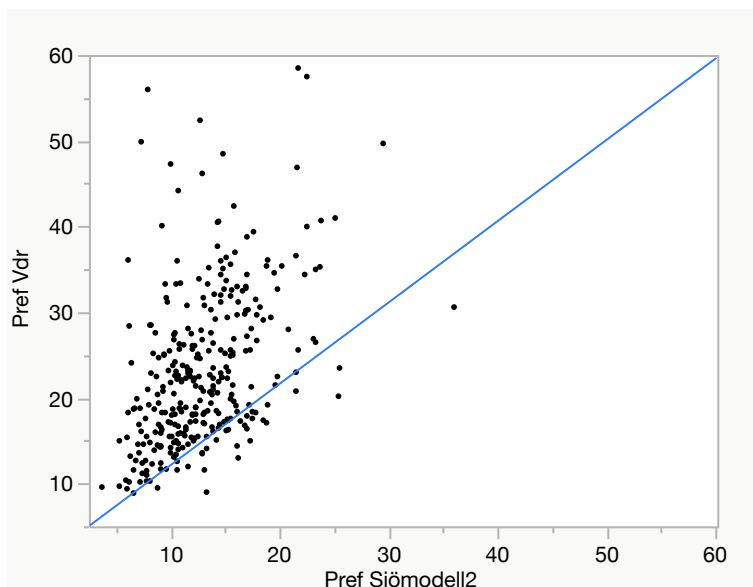
Byts ut mot:

Referensvärdet för jordbruksmark, P_{jo} , är relaterat till jordart och utlakningsregion och är beräknat för varje vattenförekomstområde inom PLC6. Dessa värden finns tillgängliga på (länk). För att beräkna $ref-P_{jo}$ behövs information om vilket vattenförekomstområde vattenförekomsten ligger i och om den ligger i huvudfåran eller i ett biflöde.

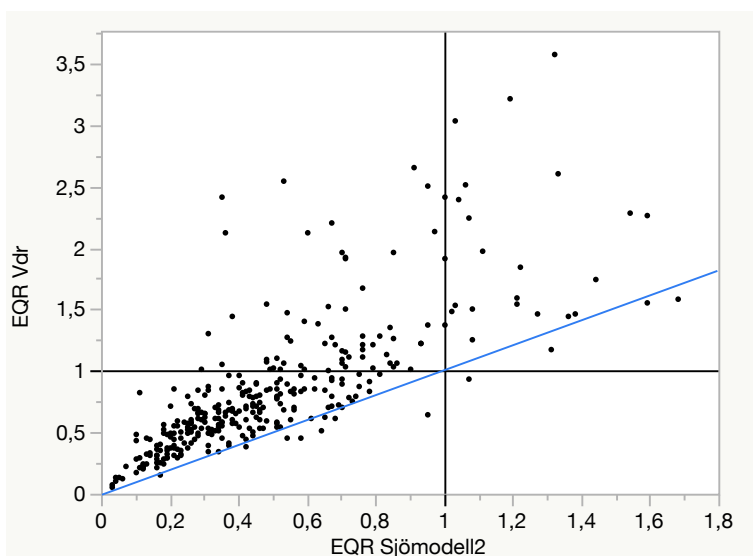
3.2 Tillämpning av bedömningsgrunderna för vattendrag på jordbrukssjöar

Sjöar i jordbrukslandskapet, dvs. med mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet, bedöms idag med en modell baserad på sjöar med mindre jordbruksmark. Resultatet blir att referensvärdet riskerar att bli för lågt för jordbrukssjöar eftersom dessa troligen hade högre halter av tot-P under förindustriell tid jämfört med skogssjöarna. Det vore därför önskvärt att beräkna referensvärdet för jordbrukssjöarna utifrån läckaget från ogödslad vall i avrinningsområdet precis som för vattendragen. Ett sådant referensvärde skulle då behöva ta hänsyn till retentionen i sjön. Vi har hittills inte hittat någon tillförlitlig metod för att uppskatta den förindustriella retentionen i jordbrukssjöar. För att illustrera problemet har vi statusklassat 316 Omdrevssjöar med bedömningsverktyget för vattendrag och jämfört med klassningen med sjöverktyget. Sjöarna valdes ut för att de hade mer än 10 % jordbruksmark i området. Vid bedömningen med vattendragsverktyget togs hänsyn till om sjön låg i huvudflödet i vattendrag med uppströms liggande vattenförekomstområden. I de fallen inkluderades uppströms liggande vattenförekomstområden i beräkningen av referensvärdet. För bedömningen med sjöverktyget användes ekvation 2, dvs. utan turbiditet, eftersom jordbruksåtgärder troligen höjt turbiditeten i de flesta jordbrukssjöarna.

Som väntat gav vattendragsverktyget högre referensvärden jämfört med beräkningen av sjöar i de flesta fall (Figur 2). Spridningen är stor med en skillnad i storleksordningen av en fördubbling. Som en konsekvens av detta blev även EQR-värdet högre när referensvärdet från vattendragsverktyget användes (Figur 3). För båda modellerna förekommer sjöar med $EQR > 1$, vilket innebär att referensvärdet är större än det uppmätta värdet, men med vattendragsverktyget gällde det 88 av de 316 sjöarna jämfört med 25 med sjömodellen. Det är svårt att säga vilket av de två värdena som är närmast det verkliga förindustriella tillståndet, men det faktum att många sjöar fick ett referensvärde flera gånger större än det uppmätta värdet visar på att vi måste hitta ett sätt att uppskatta retentionen i sjön innan vi kan använda läckaget från ogödslad vall för att bedöma Tot-P i sjöar.



Figur 2 Jämförelse av referensvärde för Tot-P för 316 Omdrevssjöar med > 10% jordbruksmark i avrinningsområdet. På y-axeln är referensvärdet beräknat med modellen för vattendrag inklusive P_{jo} från beräknat läckage från ogödslad vall. På x-axeln är referensvärdet beräknat med ekvation 2 för sjöar, d.v.s utan Turbiditet.



Figur 3. Jämförelse av EQR för Tot-P för 316 Omdrevssjöar med > 10% jordbruksmark i avrinningsområdet. På y-axeln är referensvärdet beräknat med modellen för vattendrag inklusive P_{jo} från beräknat läckage från ogödslad vall. På x-axeln är referensvärdet beräknat med ekvation 2 för sjöar, d.v.s utan Turbiditet.

4 Siktdjup i sjöar

4.1.1 Stödparameter för påverkansanalys av näringsämnen och grumlighet

Vattnets siktdjup föreslås övergå från att vara en egen parameter för statusklassning inom kvalitetsfaktorn ”Allmänna förhållanden” till att bli en stödparameter för påverkansanalys av näringsämnen och grumlighet. Anledningen till förändringen är att parametern främst har en screeningkaraktär som behöver följas upp med andra metoder för att säkerställa eventuell påverkan och dess orsaker.

4.1.2 Bakgrund

Mätning av siktdjup har gammal tradition inom limnologin och ger ett mått på vattnets optiska egenskaper. Metoden utvecklades av den italienska vetenskapsmannen Angelo Secchi och resultatet kallas därför ofta för Secchidjup eller Secchidisk-djup. Eftersom mätningen är lätt att utföra kan man få långa tidsserier som beskriver förändringar i vattnets optiska egenskaper.

Siktdjupsmätningar är värdefulla för en bred karaktärisering av ett vattens transparens både säsongsmässigt och som tidsserier. Vattnets genomskinlighet bestäms dels av dess egenfärg, främst genom lösta humusämnen, dels av suspenderat material som växtplankton och oorganiskt partikulärt material. Siktdjupet ger en god uppskattning av ljusförhållandena i en sjö och måttet kan användas t.ex. för att bedöma det djup där bottenlevande växter och växtplankton kan leva. Siktdjupet kan användas som ett stöd för att spåra vatten som är utsatt för påverkan genom näringsämnesbelastning, förhöjd vattenfärg (ökad brunhet) genom skogs- eller våtmarksdikning, eller påverkan genom förhöjd grumlighet genom ökad mängd partiklar i vattnet. En ökad grumlighet kan även ha olika naturliga orsaker såsom erosion i tillrinningsområdet eller omgivande stränder. Det kan även uppkomma genom utfällningar orsakade genom blandning av vatten med olika kemi som t ex surt bäckvatten med neutralt sjövattnet eller genom inflöde av vatten med höga koncentrationer av reducerat järn eller mangan. Minskat siktdjup anger i sig inte vad som är orsaken till det minskade siktdjupet, utan det måste utredas separat om det är någon form av påverkan eller om det beror på naturliga orsaker.

4.2 Förslag till siktdjup i sjöar

Följande avsnitt utgör ett förslag till revidering av ett utsnitt ur föreskriften. Hänvisningar till avsnitt, tabeller och figurer avser numreringen i föreskriften, och har här föregåtts av prefixet ”h” för att undvika sammanblandning med resten av rapporten.

3.1 Stödparameter

Siktdjupet i sjöar klassificeras som en stödparameter för påverkansanalys av näringsämnen och grumlighet.

3.2 Krav på underlagsdata

För att en klassificering med bedömningsgrunderna för siktdjup i sjöar ska kunna göras ska provtagning ha gjorts enligt SS-EN ISO 7027:1999¹ (del 2, 2.2) eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Beräkningsperioden är minst ett år när mer än fyra mätvärden finns från perioden maj-oktober och tre år när mätning endast sker i augusti.

Om vattnets absorbans används för att beräkna ett referensvärde för siktdjupet skall absorbansen mätas på filtrerat prov enligt SS-EN ISO 7887:2012. I första hand skall mätning ske i 5 cm kuvett vid 420 nm. Om mätning skett vid annan lämplig våglängd eller uppgifter endast finns som vattnets färgtal så kan lämplig omräkningsfaktor till AbsF_{420/5cm} användas. Använd ett medelvärde på vattnets absorbans för samma tidsperiod som siktdjupet har uppmätts, dvs minst ett år om mer än fyra mätningar har skett under perioden maj-oktober eller för tre år om mätningar endast skett i augusti.

3.3 Siktdjup i sjöar

3.3.1 Klassificering

Steg 1

Beräkna referensvärdet för siktdjup (SD_{ref}) i första hand genom att använda siktdjupsvärden för sjön från perioder före en eventuell påverkan.

I andra hand enligt formel h.3.1.

$$\log_{10}(SD_{ref}) = 0,678 - 0,116 * \log_{10}(AbsF) - 0,471 * \log_{10}(klorof)$$

Formel h.3.1

Beräkna sedan referensvärdet för siktdjupet, i meter, genom antilogging enligt

¹ Denna standard är egentligen upphävd dock utan att del 2 har reviderats färdigt. Del 1 har däremot versionsår 2016.

$$SD_{\text{ref}} = 10^{\log_{10}(SD_{\text{ref}})}$$

Formel h.3.2 SD_{ref} = referensvärde för siktdjup (m), AbsF = absorbans mätt på filtrerat prov vid 420 nm (per 5 cm kuvett), klorof = referensvärde för klorofyllkoncentration (klorofyll a $\mu\text{g/l}$) (tas från bedömningsgrunden för växtplankton, bilaga 1, avsnitt 1.8), \log_{10} = logaritmen med 10 som bas.

Beräkningen i formel 4.3.2 är baserad på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Har mätningen gjorts vid annan lämplig våglängd eller om endast vattnets färgtal finns tillgängligt kan lämplig omräkningsfaktor till $AbsF_{420/5\text{cm}}$ användas.

Steg 2

Klassificering av siktdjup

EK beräknas enligt följande:

$EK = \text{observerat siktdjup} / \text{referensvärde}$

Tabell h.3.1 Klassificering av siktdjup i sjöar.

Status	EK-värde
Hög	$0,67 \leq EK$
God	$0,50 \leq EK < 0,67$
Måttlig	$0,33 \leq EK < 0,50$
Otillfredsställande	$0,25 \leq EK < 0,33$
Dålig	$EK < 0,25$

Steg 3

Är sjöns status måttlig eller sämre med avseende på siktdjupet ska en utredning genomföras för att säkerställa om det reducerade siktdjupet beror på naturliga orsaker eller om det är någon form av mänsklig påverkan på vattnet. Som stöd för utredningen finns en separat vägledning².

4.3 Kommentarer

I djupare sjöar där vattnet sällan blandas om beror nedsatt siktdjup vanligen på förändrad vattenfärg eller på en riklig förekomst av växtplankton. I grundare sjöar som kan blandas om ofta t ex vid kraftig vind sker ofta en resuspension av sedimentpartiklar, vilket gör det svårare att särskilja på både orsaken till det reducerade siktdjupet och dess bakomliggande orsaker. Denna typ av påverkan av partikelgrumlighet kan även uppkomma lokalt

² Föreslås tas fram i samarbete med Vattenmyndigheterna

vid inflöden till sjöar, speciellt efter kraftiga regn då markerosionen i tillrinningsområdet kan vara stor eller då surt aluminiumhaltigt bäckvatten blandas in. Även tillförsel av grundvatten med höga halter reducerat järn eller mangan kan lokalt ge upphov till grumling. I samtliga fall så bör omfattningen i tid och rum av det nedsatta siktdjupet undersökas, liksom dess bakomliggande orsaker. Viktig information blir då information om vattnets färg (absorbans eller färgtal), mängden växtplankton (bioolymer eller klorofyllhalt), samt halterna av fosfor och kväve i vattnet (se vidare i relevanta delar av denna föreskrift). Även kringinformation kan behövas för att avgöra om det föreligger en mänsklig påverkan. Exempel på betydelsefull information rör eventuellt ökad belastning av näringsämnen (både diffus belastning från t ex jordbruk och eventuella punktkällor, samt enskilda avlopp) och humusämnen från eventuell utdikning av våtmarker eller skogsavverkningar.

Den samlade bedömningen av all information bör ge svar på problemets omfattning i tid och rum, dess bakomliggande orsaker, samt om det föreligger någon form av påverkan på vattnet som behöver åtgärdas för att säkerställa vattnets kvalitet.

5 Syrgas i sjöar och vattendrag

5.1 Stödparameter till påverkansanalys för näringsämnen och organiskt material

Syrgashalten i sjöars vatten föreslås övergå från att vara en egen parameter för statusklassning inom kvalitetsfaktorn ”Allmänna förhållanden” till att bli en stödparameter för påverkansanalys för näringsämnen och organiskt material. Anledningen till förändringen är främst svårigheterna att kunna uppskatta storleken på den naturliga syrgastäringen för att kunna fastställa storleken på en eventuell påverkan. Bedömningsgrunderna för syrgashalten i sjöars vatten föreslås även utvidgas till att även omfatta vattendrag för att även täcka in denna vattentyp. För att säkerställa fortsatt skydd för fiskpopulationer så har en harmonisering även genomförts mot det tidigare sk Fiskvattendirektivet (2006/44/EG³), vilket avsåg att skydda fiskpopulationerna. Skyddet är införlivat i svensk lag genom förordningen 2001:554⁴, men den förordningen kommer sannolikt att tas bort varför fortsatt skydd avses täckas in genom denna föreskrift.

³ Upphörde att gälla i december 2013.

⁴ SFS 2001:554 - Förordningen om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

5.2 Bakgrund

Förutom att halten av löst syrgas i vattnet påverkas av vattnets temperatur, så påverkas halten framförallt även positivt av primärproduktionen men negativt genom nedbrytning av organiskt material. Låga syrgashalter påverkar organismer negativt då syre är viktigt för respirationen hos merparten organismer. Låga halter kan tyda på en påverkan genom belastning av näringsämnen, organiskt material och/eller andra syrgasförbrukande ämnen, men låga syrgashalter kan också vara helt naturligt till exempel i vatten med mycket humusämnen eller genom grundvatteninflöden med reducerade ämnen som Fe(II), Mn(II). Vid nedbrytning av humusämnen, liksom andra organiska ämnen, samt genom oxidation av reducerade ämnen, förbrukas syrgas vilket gör att halten i vattnet minskar. För att kunna sätta in åtgärder för att förhindra alltför låga syrgashalter är det viktigt att kunna avgöra om de låga halterna beror på naturliga orsaker eller om de är orsakade av mänsklig påverkan.

5.3 Krav på underlagsdata och provtagning

I sjöar skall provtagning ske i den djupaste eller i de djupaste delarna i sjön beroende på sjöns morfometri (dvs om sjön har en eller flera djuphålör). Provtagning i skiktade sjöar bör åtminstone ske under sommarstagnationen då vanligen de lägsta syrgashalterna uppträder på grund av nedbrytning av organiskt material i de djupare delarna av sjöar. Även senvintern kan vara en känslig period i vissa vatten som under en längre tid varit istäckta. I sjöar där hela vattenmassan ofta omblandas bör provtagning främst ske under sensommaren då nedbrytningen av organiskt material är som störst. Perioder med fiskdöd kan också vara en indikation på att syrgasförhållandena är dåliga och föranleda till provtagning av syrgashalten.

I vattendrag skall provtagning framförallt ske om man misstänker att vattnet har låga syrgashalter eller för att säkerställa goda syrgasförhållanden om vattnet innehåller syrgaskrävande organismer som t ex vissa fiskarter. Provtagning ska företrädesvis ske i lugnflytande delar, men även perioder med begränsat vattenflöde kan vara viktiga då ett stort inslag av syrgasfattigt grundvatten kan förekomma. Kraftigt strömmande vatten och eventuella fall bör undvikas.

I de fall det finns kännedom om betydande påverkan på sjön eller vattendraget genom belastning av näringsämnen, organiskt material eller andra ämnen som kan påverka syrgasförhållandena i sjön skall denna kunskap användas vid framtagande av provtagningsprogram.

Vid bedömningar av syrgasförhållandena skall minimivärden användas för att säkerställa att vattnets ekosystem inklusive fisksamhället inte är utsatt för negativ påverkan orsakad av låga syrgashalter.

5.4 Förslag till syrgas i sjöar och vattendrag

Följande avsnitt utgör ett förslag till revidering av ett utsnitt ur föreskriften. Hänvisningar till avsnitt, tabeller och figurer avser numreringen i föreskriften, och har här föregåtts av prefixet "h" för att undvika sammanblandning med resten av rapporten.

4.1 Stödparameter

Syrgas i sjöar och vattendrag används som stödparameter till påverkansanalys för näringsämnen och organiskt material.

4.2 Krav på underlagsdata

För att en klassificering med bedömningsgrunderna för syrgas i sjöar och vattendrag ska kunna göras ska provtagning och analys ha utförts enligt SS-EN 25813 alternativt SS-EN 25814 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.

4.3 Klassificering

Vid bedömningar av syrgasförhållanden särskiljs sjöar och vattendrag där fisksamhället huvudsakligen består av salmonider, dvs laxartade fiskar som lax, öring, röding, regnbåge och harr, vilka generellt sett är mer syrgaskrävande än många andra fiskarter. Även vatten med andra organismer som har stora krav på syrgashalten i vattnet skall den bedömas som vatten med salmonider. Detta gäller till exempel om gös är en viktig fiskart i vattnet.

Steg 1

Beräkna status utgående från minimumvärdet för årets provtagning enligt Tabell h.4.1.

Tabell h.4.1. Klassificering av syrgaskoncentration i sjöar och vattendrag. Vatten med mer syrgaskrävande arter såsom salmonider särskiljs från vatten med mindre syrgaskrävande organismer.

Status	Syrgaskoncentration (mg/l)	
	Varmvattensfiskar	Huvudsakligen salmonider
Hög	$C > 7$ (8?)	$C > 9$
God	$5 < C \leq 7$	$7 < C \leq 9$
Måttlig	$4 < C \leq 5$	$6 < C \leq 7$
Otillfredsställande	$2 < C \leq 4$	$4 < C \leq 6$
Dålig	$C \leq 2$	$C \leq 4$

Steg 2

Är vattnets status måttlig eller sämre med avseende på syrgasförhållanden ska en utredning genomföras för att säkerställa omfattningen av de

observerade syrgasförhållandena både med avseende på tid och rum, dvs är det vid enstaka tillfällen som låga syrgasförhållanden uppträder eller är det regelbundet förekommande exempelvis i sjöar vid sommarstagnationen under sensommaren eller under senvintern när sjön har varit istäckt under en längre tid. Det skall även fastställas om problemen uppträder endast i en mindre del av vattnet, t ex i en begränsad djuphåla eller om problemen är mer omfattande över större arealer. Om problemen befinner sig vara omfattande i tid och/eller rum skall orsaken till de låga syrgasförhållandena utredas för att eventuella åtgärder skall kunna vidtas för att reducera syrgasproblemen. Hur utredningar av omfattningen och orsaker till låga syrgasförhållanden kan gå till ges i en separat vägledning⁵.

6 Försurning

6.1 Bakgrund

Försurningspåverkan i kalkade vatten bedöms idag efter att effekten från kalkningen räknats bort, dvs man bedömer hur försurningspåverkat vattnet skulle vara om man inte kalkade (okalkat tillstånd). Detta hänger samman med hur miljömålet ”Bara naturlig försurning” är definierat och med att kalkningen ses som ”konstgjord andning”. Miljömålet ”Bara naturlig försurning” är uppfyllt först när man inte behöver kalka längre. Kalkningen kan däremot bidra till att uppfylla miljömålet ”Levande sjöar och vattendrag”, närmare bestämt preciseringarna ”God ekologisk och kemisk status”, ”Ekosystemtjänster” och ”Friluftsliv”. För många vatten är det genom kalkning som de uppnår de kemiska förutsättningarna för att de biologiska parametrarna ska kunna nå minst god status. Det finns därför ett behov av att kunna klassa om ett kalkat vatten uppfyller de vattenkemiska förutsättningarna för god ekologisk status d.v.s om kalkningen har lett till att pH ligger inom 0,4 enheter från referenstillståndet. Det nuvarande sättet att enbart bedöma kalkade vatten utifrån det okalkade tillståndet ställer också till problem inom vattenförvaltningen där man vill visa att man genom kalkning uppnår kemiska förutsättningar för god ekologisk status med avseende på biologiska parametrar. Ett försurat vatten där kalkningen därmed lyckats vill man kunna rapportera som god ekologisk status till EU. Det finns därför ett behov av att klassa försurning i kalkade vatten både med och utan kalkningens effekt. Bedömningen utifrån det okalkade tillståndet kan då även fortsättningsvis ingå i försurningsmålets indikatorer och för rapportering till luftvårdskonventionen. Inom vattenförvaltningen kan bedömningen av det okalkade tillståndet utgöra riskbedömning av den påverkan som deposition och skogsbruk utgör. Det kalkade tillståndet kan användas till statusklassning. För okalkade vatten utgör försurnings-

⁵ Föreslås tas fram i samarbete med Vattenmyndigheterna

bedömningen med MAGIC-biblioteket både riskbedömning och påverkansklassning.

Försurning bedöms genom att referenstillståndet beräknas med modellen MAGIC. Idag finns resultat från modelleringar med MAGIC för ca. 2680 sjöar och 240 vattendrag. De vattenförekomster som saknar modellering med MAGIC kan bedömas med verktyget MAGIC-biblioteket, som plockar fram den mest lika sjön eller vattendraget i biblioteket för vilken det finns en modellering med försurningsmodellen MAGIC. Ett kalkat vatten kan inte bedömas direkt utifrån den uppmätta kemin eftersom man då jämför den med ett kalkat vatten som naturligt har ett högt pH. Istället bör ett skattat referenstillstånd tas fram för den ”okalkade” kemin som sedan jämförs med det uppmätta kalkade tillståndet för att få en försurningsbedömning av ett kalkat vatten. För att göra detta behöver man utreda hur ett referenstillstånd beräknas på bästa sätt för ett vatten som bedömts med MAGIC-biblioteket, samt modifiera de verktyg som används för försurningsbedömning så att man får ut de svar som behövs. Syftet med detta underlag är att ge förslag på hur försurningspåverkan ska bedömas i kalkade vatten samt göra en konsekvensanalys av olika förslag så att ansvariga myndigheter kan fatta beslut om nya bedömningsgrunder.

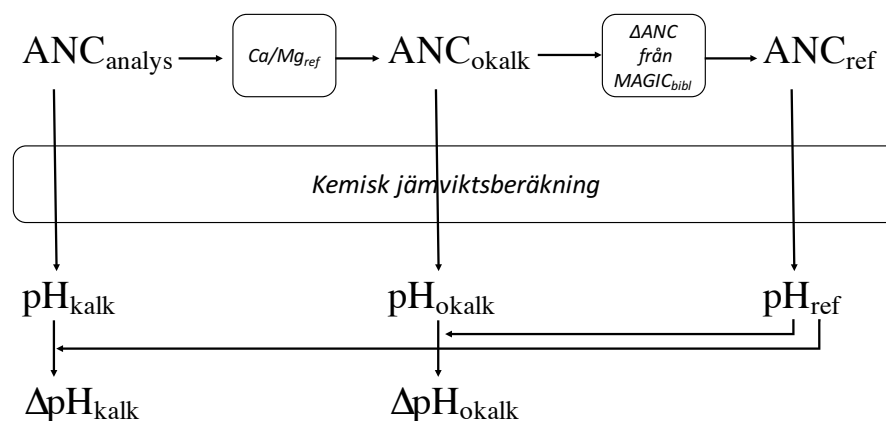
Vid sidan om önskemålen om nya bedömningsgrunder för kalkade vatten pågår även en diskussion om lämpligheten av klassningen av ekologisk status utifrån en absolut pH-förändring över hela pH-skalan och om gränsvärdet mellan god och måttlig status ska vara $\Delta\text{pH} = 0,4$. En sådan översyn ryms inte inom detta arbete. Istället planeras den att göras i ett nordiskt samarbetsprojekt under 2018. Under 2017 tas en gemensam nordisk databas fram för detta syfte. Ett samnordiskt projekt gör det möjligt att få en enhetlig klassning av försurningspåverkan och även av hur kritisk belastning beräknas för rapportering till luftvårdskonventionen.

6.1.1 Beräkning av försurningspåverkan

För vatten som saknar modellresultat från MAGIC bedöms försurningen med ΔpH från det ”mest lika” vattnet i MAGIC-biblioteket. Med ”mest lika” avses det kortaste viktade euklidiska avståndet för de parametrar som utgör indata till matchningsverktyget och vikterna är framtagna med en multipel linjär regression (Moldan m fl. 2013). Kalkade vatten bedöms genom matchning i MAGIC-biblioteket med den ”okalkade kemin”. Det innebär att man räknat ut vilken Ca-halt och pH som vattnet skulle ha om det inte kalkats. Detta görs med hjälp av kvoten Ca/Mg i närliggande okalkade referenser som helst ska ligga uppströms kalkningen (Fölster m fl. 2011). Det blir därigenom en bedömning av hur försurat vattnet skulle vara om den inte kalkats. Vill man klassa försurningspåverkan för det nuvarande kalkade tillståndet ska det nuvarande pH-värdet jämföras med ett referensvärde för 1860. Att ta referensvärdet direkt från den matchade sjön är inte lämpligt eftersom den kan ligga på en annan nivå för pH, ANC och DOC än den sjö som ska bedömas. Om den matchade sjöns pH och DOC inte är mycket lika, kommer det ge ett stort fel vid beräkningen av referens-pH. Av

samma skäl är det mindre lämpligt att använda ΔpH från den matchade sjön. Istället bör man utgå från ANC i den matchade sjön ($\text{ANC} = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K} - \text{SO}_4 - \text{Cl} - \text{NO}_3$). Man tar då ΔANC från den matchade sjön och beräknar försurningspåverkan enligt följande:

- Beräkna $\text{ANC}_{\text{okalk}}$ ur uppmätt ANC ($\text{ANC}_{\text{analys}}$) och Ca/Mg från referenser.
- Ta förändringen i ANC från den matchade sjön: $\Delta\text{ANC} = \text{ANC}_{1860} - \text{ANC}$.
- Beräkna $\text{ANC}_{\text{ref}} = \text{ANC}_{\text{okalk}} + \Delta\text{ANC}$
- Beräkna pH_{ref} ur ANC_{ref} och DOC med kemisk jämviktsmodell
- Beräkna på samma sätt pH_{kalk} och pH_{okalk} ur DOC samt $\text{ANC}_{\text{analys}}$ och $\text{ANC}_{\text{okalk}}$.
- Beräkna försurningspåverkan för kalkat tillstånd: $\Delta\text{pH}_{\text{kalk}} = \text{pH}_{\text{ref}} - \text{pH}_{\text{kalk}}$
- Beräkna försurningspåverkan för okalkat tillstånd: $\Delta\text{pH}_{\text{okalk}} = \text{pH}_{\text{ref}} - \text{pH}_{\text{okalk}}$



Figur 4. Schematisk beskrivning av beräkning av försurningspåverkan av kalkat och okalkat tillstånd med ANC-förändring från matchat vatten i MAGIC-biblioteket.

Genom att använda det beräknade värdet på pH_{kalk} istället för det uppmätta, minskar man påverkan från kolsyratrycket, mätfel i pH och systematiska fel i den kemiska jämviktsmodellen vid beräkning av ΔpH .

Motsvarande beräkningsmetod används redan idag för beräkning av kritisk belastning där $\text{ANC}_{\text{limit}}$ beräknas som det ANC där pH är 0,4 enheter lägre än värdet vid ANC_{ref} som beräknats ur den matchade sjöns ΔANC på motsvarande sätt som beskrivs ovan.

6.1.2 Beräkning av pH

Med kemiska jämviktsberäkningar kan pH beräknas ur ANC och DOC under antagandet av ett visst kolsyratryck. För DOC används en triprotisk modell för de organiska syrorna d.v.s. man antar att det lösta organiska materialet är en syra med tre protoner och en bestämd syradensitet (mekv syra/mg DOC). Syradensiteten och de tre syrakonstanterna har bestämts empiriskt i flera olika sammanhang. Den modell som hittills använts är från Hruska m fl. (2003). Den modellen tar dock inte hänsyn till oorganiskt aluminium i tillräckligt stor utsträckning och ger därför för låga pH-värden långt ner i pH-skalan. En förbättrad modell finns beskriven i Köhler (2014) med något avvikande värden på syrakonstanterna och syradensiteten.

Kolsyratrycket ($p\text{CO}_2$) i sjöar och vattendrag är oftast högre än det som motsvarar jämvikt med luften. För pH-beräkningarna i försurningsbedömningarna har kolsyratrycket hittills satts till 4 ggr jämvikten med luft, vilket antas vara medelvärdet i svenska sjöar. En bättre uppskattning av kolsyratrycket i sjöar kan göras ur halten DOC enligt Sobek m fl. (2003).

6.2 Dataunderlag

För utvärderingen av olika pH-modeller användes data från omdrevssjöarna 2012. Omdrevssjöar är ett nationellt miljöövervakningsprogram som omfattar totalt drygt 5000 sjöar med provtagning under höstomblandningen av en sjättedel varje år (Fölster m fl. 2014).

För utvärderingen av matchningsfelet i MAGIC-bibliotek användes samtliga 2435 sjöar i biblioteket från 2016.

Konsekvensanalysen av de olika förslagen gjordes på hela omdrevets sjöar 2007-2012 (5084 stycken). Omdrevssjöarna är utvalda genom ett stratifierat slumpvis urval så att tillståndet i alla Sveriges sjöar kan uppskattas.

Förslagen tillämpades även på de 1467 kalkade målvattendragen inom den nationella kalkeffektuppföljningen. Varje vattendrag provtogs sex gånger under ett år någon gång mellan 2010 och 2016 (Fölster och Djursäter 2012).

6.3 Resultat och diskussion

6.3.1 Jämförelse mellan olika sätt att beräkna pH

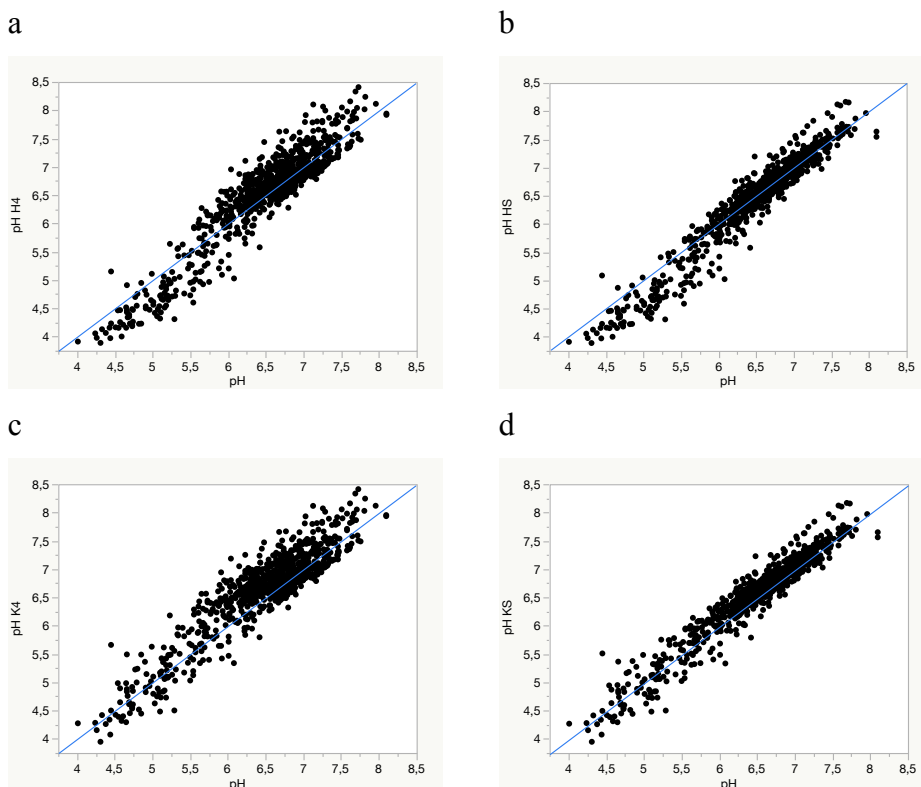
Vattnets pH beräknades med två triprotiska modeller: Hruska 2003 som används i MAGIC-biblioteket idag och Köhler 2014. Två värden på $p\text{CO}_2$ användes: Dels 4ggr jämvikt med atmosfären som används idag och dels beräknat ur DOC enligt Sobek (Tabell 9).

Tabell 9. Fyra olika modeller för att beräkna pH ur ANC och TOC.

Modell	Modell för organiska syror	Modell för kolsyratryck
H4	Hruska 2003	4 ggr luftens halt
HS	Hruska 2003	Sobek 2003
K4	Köhler 2014	4 ggr luftens halt
KS	Köhler 2014	Sobek 2003

Dessa fyra olika sätt att beräkna pH jämfördes med uppmätt pH för 843 omdrevssjöar provtagna 2012 (Figur 5 a-d). Jämförelsen visar som väntat att Hruskas modell för organiska syror gav för låga pH vid pH-värden under 6 och att ett kolsyratryck på 4 ggr luftens halt gav för höga pH-värden i intervallet över 6. Beräkningen av pCO₂ med Sobeks modell gav förutom ett mindre genomsnittligt fel även en mindre spridning. För Köhlers modell för organiska syror blev r²-värde 0,84 med pCO₂ = 4 ggr luftens halt, medan med Sobeks modell för pCO₂ blev r²-värdet 0,92.

Vi förordar därför att Köhlers modell för organiska syror används och att kolsyratrycket beräknas enligt Sobeks modell för att beräkna pH-värden för bedömningsgrunderna. Den nuvarande modellen ger en underskattning av pH vid låga värden och en överskattning av högre pH-värden. Detta leder till en systematisk överskattning av försurningspåverkan eftersom referens-pH är högre än nuvarande värde



Figur 5 a-d. Jämförelse med olika typer av modellerat pH med det uppmätta för 843 omdrevssjöar provtagna 2012. Två triprotiska modeller har använts: Hruskas modell (H) och Köhlers modell (K). Två värden på kolsyratrycket har använts: 4 ggr luftens halt (4) och beräknat värde ur TOC enligt Sobeks modell (S).

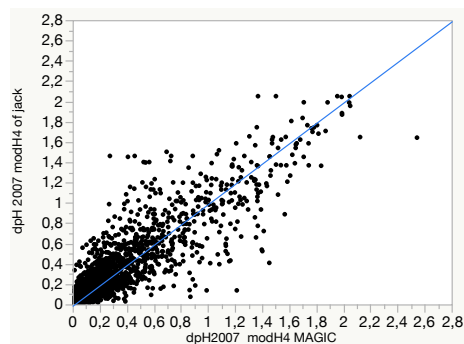
6.3.2 Utvärdering av olika sätt att beräkna ΔpH för matchad sjö genom korsvalidering av MAGIC-bibliotek

Den nya föreslagna metoden att beräkna ΔpH ur den matchade sjöns ΔANC jämfördes med den nuvarande metoden att ta ΔpH direkt från den matchade sjön genom en korsvalidering av sjöarna i biblioteket. Korsvalideringen innebar att varje sjö i biblioteket först togs bort ur biblioteket och sedan matchades med det reducerade biblioteket så att man hittade den mest lika sjön för varje sjö i biblioteket enligt de inbyggda matchningsrutinerna.

Med det nuvarande sättet att beräkna ΔpH , dvs från den matchade sjön beräknat med H4-modellen, blir medelfelet 0,100 pH-enheter (Figur 6a). Om man istället använder KS-modellen för att beräkna pH blir medelfelet 0,081 pH-enheter (Figur 6b). Om man däremot beräknar ΔpH ur den matchade sjöns ΔANC med KS-modellen blir medelfelet 0,066 pH-enheter (Figur 6 c).

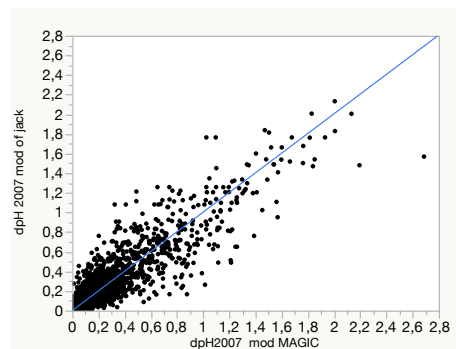
6.a.

Matchade sjöns ΔpH . pH-modell H4



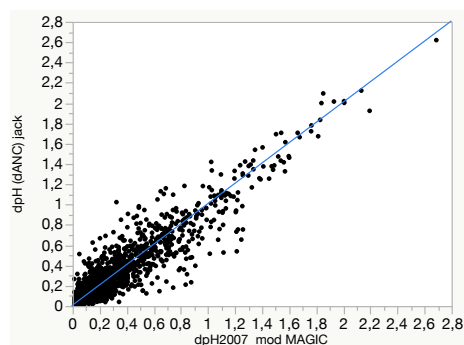
6.b.

Matchade sjöns ΔpH . pH-modell KS



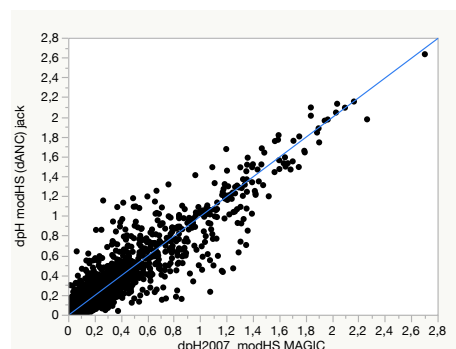
6.c.

Matchade sjöns ΔANC . pH-modell KS



6.d.

Matchade sjöns ΔANC . pH-modell HS



Figur 5. Utvärdering av bedömning av försurningspåverkan genom korsvalidering av sjöarna i MAGIC-biblioteket. För varje sjö har ΔpH uppskattat med olika metoder för den matchade sjön (y-axeln) plottats mot sjöns eget ΔpH .

En kompromiss som innebär att man använder Δ ANC från den matchade sjön och Sobeks modell för pCO₂, men Hruskas modell för organiska syror (HS) ger ett medelfel på 0,093 pH-enheter (Figur 6d).

6.4 Konsekvensanalys av alternativen

6.4.1 Betydelsen av modellval för försurningsklassningen.

Oavsett modell ger matchningen i de flesta fall en korrekt uppskattning av om sjön är försurad enligt MAGIC-modellen. Med den nuvarande metoden, Δ pH från matchad sjö och pH beräknat med H4-modellen, ges 91,6 % av sjöarna en korrekt bedömning (Tabell 10a). Byter man pH modell till KS ökar andelen korrekt klassade sjöar till 92,7 % (Tabell 10b). Om man dessutom baserar klassningen på Δ ANC från den matchade sjön istället för Δ pH, ökar andelen korrekt matchade sjöar till 93,9% (Tabell 10c).

Matchningen innebär alltid en viss överskattning av försurningen, d.v.s. fler oförsurade sjöar enligt MAGIC klassas som försurade enligt den matchade sjön än tvärt om. Med den nuvarande metoden är överskattningen 1,7 %-enheter. Med KS-modellen är överskattningen 0,53 %-enheter och om man dessutom klassar med Δ ANC är överskattningen 0,86 %-enheter.

Kompromissförslaget (HS) ger en överskattning av 0,53 %-enheter (Tabell 10d).

Tabell 10 a-d. Försurningsbedömning med bästa matchade sjön jämfört med ursprunglig bedömning. Det matchade värdet på Δ pH är beräknat med fyra olika metoder.

O = Opåverkad. P = påverkad av försurning.

10.a.

Matchade sjöns Δ pH. pH-modell H4

	O mod	P mod
O	1813	123
P	81	418

10.b.

Matchade sjöns Δ pH. pH-modell KS

	O mod	P mod
O	1951	95
P	82	307

10.c.

Matchade sjöns Δ ANC. pH-modell KS

	O mod	P mod
O	1961	85
P	64	325

10.d.

Matchade sjöns Δ ANC. pH-modell HS

	O mod	P mod
O	1881	89
P	61	404

6.4.2 Betydelse av förslagen för andelen försurade sjöar och andelen överskriden areal av kritisk belastning.

Med det föreslagna av beräkning av försurningspåverkan med hjälp av kemi från den matchade sjön i MAGIC-biblioteket minskar andelen försurade sjöar i Sverige, beräknat från Omdrevssjöarna, från 9,2 % till 6,8 %

(Tabell 11a). För beräkning av andelen areal med överskridande av kritisk belastning används redan idag ΔANC från den matchade sjön för att beräkna $\text{ANC}_{\text{limit}}$. Byte av pH-modell gör att andelen överskriden areal ökar från 11,6% till 12,4 % (Tabell 11b).

Kompromissförslaget med ($\Delta\text{ANC HS}$) ger 8,2 % försurade sjöar i Sverige och 11 % överskridande av kritisk belastning.

Tabell 11a. Andel försurade sjöar i Sverige baserat på Omdrevssjöar 2007-2012 och två alternativa tillämpningar av MAGIC-biblioteket.

Metod	%försurat
$\Delta\text{pH H4}$	9,2
$\Delta\text{ANC KS}$	6,8

Tabell 11b. Andel överskriden areal av kritisk belastning för försurning sjöar i Sverige baserat på Omdrevssjöar 2007-2012 och två alternativa tillämpningar av MAGIC-biblioteket.

Metod	% överskriden areal
$\Delta\text{ANC HS}$	11,6
$\Delta\text{ANC KS}$	12,4

6.4.3 Tillämpning av nya bedömningsgrunder på målvattendragen

Målvattendragen bedömdes med avseende på försurningspåverkan. Bedömningen gjordes både för det beräknade okalkade tillståndet och för det uppmätta kalkade tillståndet. Vattendragen bedömdes därmed både utifrån hur försurade de skulle vara om man inte kalkade vattendragen och i vilken grad man uppnått de kemiska förutsättningarna för god status genom kalkningen. För bägge tillstånden gjordes bedömningen både med de nuvarande bedömningsgrunderna (BG07: ΔpH från det matchade vattnet och pH-beräkningen med H4-modellen) och med det nya förslaget till bedömningsgrunder (BGny: ΔpH beräknat ur ΔANC från det matchade vattnet och pH beräknat med KS-modellen).

Med BG07 skulle 807 av de 1467 målvattendragen uppnå god status eller bättre om man slutade kalka (Tabell 12). Med det nya förslaget ökar antalet med uppnådd god status till 1005 vattendrag. Skillnad mellan de två beräkningsmetoderna är störst i norra Sverige (Tabell 13). Det är bara 13 vattendrag som inte uppnår god status från Dalarnas län och norrut om man använder det nya sättet att beräkna ΔpH . Med det gamla sättet uppnås inte god status för 97 vattendrag.

Det bör påpekas att bedömningen bara är gjord på data från ett år och att bedömningarna är preliminära. Målvattendragsundersökningen håller på att utvärderas i ett annat pågående projekt. Dessutom kommer även kriteriet för försurningspåverkan, $\Delta\text{pH} > 0,4$ beräknat på medelvärde och över hela pH-

skalan, att ses över kommande år. De resultat som redovisas här syftar bara till att illustrera effekterna av de olika sätten att beräkna försurning.

Tabell 12. Statusklassning av målvattendrag provtagna under ett år någon gång under 2010-2016. Utfallet av både befintliga (BG07) och nytt förslag (BGny) till bedömningsgrunder redovisas samt klassning av kalkat tillstånd enligt de två metoderna. Tabellen anger antal målvattendrag i de olika klasserna.

Status	Okalkad status		Kalkad status	
	BG07	Nytt	BG07	Nytt
Ingen matchning	3	3	3	3
Opåverkad pH>7.3 eller Ca>8.0	3	3	3	3
Hög eller överkalkad	370	642	1239	1375
God	437	363	125	73
Måttlig	186	160	49	9
Otillfredställande	110	122	26	2
Dålig	358	174	22	2

Tabell 13. Statusklassning av målvattendrag provtagna under ett år någon gång under 2010-2016. Andel försurade målvattendrag enligt befintliga (BG07) och nytt förslag (BGny) till bedömningsgrunder fördelat på län. Siffror med fet stil visar på mer än halvering av andel försurade vattendrag vid ett metodbyte.

Län	% försurat	
	BG07	BGny
E	26	5
F	74	54
G	86	78
H	53	21
K	69	72
M	95	95
N	91	93
O	66	58
S	35	18
T	52	20
U	16	5
W	43	15
X	2	0
Y	12	2
Z	0	0
AC	21	2
Hela Sverige	45	31

Med det nya förslaget till bedömningsgrunder kan även referensvärdet för pH beräknas vilket motsvarar värdet 1860. 84% av målvattendragen beräknas då ha haft pH-värden över 6 (flödesviktat årsmedelvärde) (Tabell

14). Tre procent beräknas haft pH-medelvärden under 5,6. Detta motsvarar 42 vattendrag varav 20 ligger i Värmlands län.

Tabell 14. Andel målvattendrag i olika pH-klasser för referenstillståndet beräknat med MAGIC-bibliotek och data från målvattendragsundersökningen. Klassen avser flödesviktat årsmedelvärde.

pHref klass	%
5 - 5,6	3
5,6 - 6	13
>6	84

6.4.4 Konsekvenser för miljöövervakning

Förslaget innebär ökade krav på analyser genom att ANC-ska beräknas. Utöver de nuvarande parametrar som ingår i matchningen i MAGIC-biblioteket, behövs även Na och K. Dessutom behövs även nitrat analyseras, åtminstone i regioner där det finns risk för nitratläckage från skogsmarken, främst Skåne, Halland och Västra Götaland. Vi ser inte att detta utgör någon större extra kostnad eftersom Na och K med dagens metoder analyseras samtidigt som Ca och Mg som redan nu ingår i dataunderlaget.

6.5 Överväganden

Förslaget till nya bedömningsgrunder för försurning omfattar att kalkade vatten klassas både utifrån kalkat och okalkat tillstånd. Därmed kan man både visa på om vattnet skulle vara försurat om man slutade kalka och om kalkningen bidragit till att de kemiska förutsättningarna för god status är uppfyllda. Förslaget innebär även att det är möjligt att beräkna ett referenstillstånd för vattenförekomster. Genom att byta metod för att beräkna ΔpH för ett vatten som bedömts i MAGIC-bibliotek ökar noggrannheten betydligt i beräkningen av referenstillstånd och försurningspåverkan. I samband med att en bedömningsgrund för försurningsklassning av det kalkade tillståndet införs, vore det lämpligt att man även byter metod för bedömning av okalkade vatten och det okalkade tillståndet för kalkade vatten. Detta skulle dock leda till att bilden av försurningspåverkan förändrades betydligt vilket har konsekvenser både för miljömålsuppföljningen och för kalkningsverksamheten. Förändringar av bedömningsgrunderna är alltid problematiska i vattenförvaltningen eftersom det leder till förändrade statusklassningar som inte har med en förändring i påverkan att göra. Sådana förändringar måste därför vara väl motiverade och inte ske för ofta.

Detta förslag omfattar bara förändrad beräkning av referenstillstånd och försurningspåverkan som pH-förändring. Någon översyn av val av indikator och hur påverkansskalan ska sättas görs inte. En sådan översyn planeras istället för 2018-2019 inom ramen för ett samnordiskt projekt. Vi anser att förändringen av beräkning av pH-förändring är motiverad, men mot

bakgrund av att även indikatorn för försurningspåverkan kommer utredas och möjligen revideras, rekommenderar vi att man avvaktar med att genomföra förändringen. Det gäller åtminstone för bedömning av okalkade vatten och det okalkade tillståndet. För bedömningen av det kalkade tillståndet ser vi att fördelarna överväger med att beräkna referenstillstånd utifrån ΔANC från det matchade vattnet och med det förbättrade pH-beräkningen eftersom de absoluta värdena på pH då kommer användas.

Försurningsepisoder orsakade av svavelsyra i snön under snösmältningen antas inte längre vara något stort problem (Laudon och Bishop 2002). Vi föreslår därför att bedömningen med episodmodellen BDM utgår ur bedömningsgrunderna.

6.6 Förslag till försurning i sjöar och vattendrag

Följande avsnitt utgör ett förslag till revidering av ett utsnitt ur föreskriften. Hänvisningar till avsnitt, tabeller och figurer avser numreringen i föreskriften, och har här föregåtts av prefixet "h" för att undvika sammanblandning med resten av rapporten.

5. Försurning i sjöar

5.1 Kvalitetsfaktor och ingående parametrar

För att klassificera försurning i sjöar ska, då det finns resultat från MAGIC-modellen för ytvattenförekomsten, modellerat referenstillstånd för år 1860 jämföras med dagens tillstånd och den pH-förändring som har beräknats med Tabell 5.1. Om det saknas resultat från modellering med MAGIC för en ytvattenförekomst ska försurningspåverkan klassificeras från en likvärdig ytvattenförekomst i det webbaserade verktyget MAGIC-biblioteket.

Kalkade vatten ska klassificeras efter att vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan med kvoten mellan icke marint kalcium och magnesium, eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Bedömningen görs sedan båda tillstånden med och utan kalkningspåverkan.

Sjöar som påverkas av sura sulfidjordar ska inte bedömas med MAGIC-bibliotek utan genom expertbedömning.

5.2 Krav på underlagsdata

För att MAGIC-biblioteket ska kunna tillämpas behövs följande uppgifter:

- de vattenkemiska parametrarna: pH, SO_4 , Cl, Ca, Mg och DOC (dissolved organic carbon) eller TOC (total organic carbon) för ett år efter 1990
- För kalkade sjöar även Na, K samt kalkningskorrigerade värden för pH och Ca
- Koordinater för ytvattenförekomsten enligt SWEREF 99
- avrinningen till ytvattenförekomsten i m/år avrinningsområde, och
- sjöns area.

Klassificeringen för sjöar ska göras på halter motsvarande medianvärden.

5.3 pH-förändring i sjöar

5.3.1 Klassgränser

Tabell h.5.1 Klassgränser för klassificering av försurningspåverkan i sjöar.

Klass	pH-förändring	Status
1	<0,2	Hög status
2	0,2 – 0,4	God status
3	0,4 – 0,6	Måttlig status
4	0,6 – 0,8	Otillfredsställande status
5	>0,8	Dålig status

Klassgränser enligt Tabell h.5.1 används för statusklassificering.

6. Försurning i vattendrag

6.1 Kvalitetsfaktor och ingående parametrar

För att klassificera försurning i vattendrag ska, då det finns resultat från MAGIC-modellen för ytvattenförekomsten, modellerat referenstillstånd för år 1860 jämföras med dagens tillstånd och den pH förändring som har beräknats med Tabell 6.1. Om det saknas en modellering av MAGIC för en ytvattenförekomst ska försurningspåverkan klassificeras från en likvärdig ytvattenförekomst i det webbaserade MAGIC-biblioteket.

Kalkade vattendrag ska klassificeras efter att vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan med kvoten mellan icke marint kalcium och magnesium, eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.

Vattendrag som påverkas av sura sulfidjordar ska inte bedömas med MAGIC-biblioteket utan genom expertbedömning.

6.2 Krav på underlagsdata

För att MAGIC-biblioteket ska kunna tillämpas behövs följande uppgifter:

- de vattenkemiska parametrarna: pH, SO₄, Cl, Ca, Mg och DOC (dissolved organic carbon) eller TOC (total organic carbon) för ett år efter 1990
- För kalkade sjöar även Na, K samt kalkningskorrigerade värden för pH och Ca
- X- och Y-koordinat för ytvattenförekomsten enligt SWEREF 99
- avrinningen till ytvattenförekomsten i m/år avrinningsområde

Klassificeringen för vattendrag ska göras på flödesvägt medelvärde.

6.3 pH-förändring i vattendrag

6.3.1 Klassgränser

Tabell h.6.1. Klassgränser för klassificering av försurningspåverkan i vattendrag.

Klass	pH-förändring	Status
1	<0,2	Hög status
2	0,2 – 0,4	God status
3	0,4 – 0,6	Måttlig status
4	0,6 – 0,8	Otillfredsställande status
5	>0,8	Dålig status

Klassgränser enligt Tabell h.6.1 används för statusklassificering.

Referenser

- Bergström, A.-K. (2010). "The use of TN: TP and DIN: TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition." *Aquatic Sciences* 72(3): 277-281.
- Brunberg, A.-K. och P. Blomqvist (1998). Vatten iUppsala län 1997. Beskrivning, utvärdering och åtgärdsförslag. Rapport nr 8/1998 Upplandsstiftelsen.
- Djordjic, F. (2015). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014 - Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12.
- Drakare, S. (2014). Översyn av typologi för sjöar och vattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2014:2.
- Ejhed, H., E. Widén-Nilsson, J. T. Brunell och J. K. Hytteborn (2016). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014 - Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12.
- Elser, J. J., T. Andersen, J. S. Baron, A.-K. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K. R. Nydick, L. Steger och D. O. Hessen (2009). "Shifts in lake N: P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition." *science* 326(5954): 835-837.
- Fölster, J. (2014). Bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag. En sammanfattning av kunskapsläget med rekommendationer för statusklassningar. Rapport 2014:9. Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. och F. Djordjic (2015). Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2015:12.
- Fölster, J. och R. Djursäter (2012). Nationell kalkeffektuppföljning 2010-2011. Uppföljning av första årets provtagning av kalkade sjöar och vattendrag med referenser. Rapport 2012:19, Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. och M. N. Futter (2011). Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige. En utvärdering av Bedömningsgrunder för totalfosfor. Rapport 2011:7.
- Fölster, J., R. K. Johnson, M. N. Futter och A. Wilander (2014). "The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring." *Ambio* 43: 3-18.
- Fölster, J., S. Köhler, C. von Brömssen, C. Akselsson och P. Rönnback (2011). Korrigering av vattenkemi för kalkningspåverkan - val av referenser och beräkning av osäkerheter. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:1.

- HaV (2015). HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. : 21.
- Hruska, J., S. Kohler, H. Laudon och K. Bishop (2003). "Is a Universal Model of Organic Acidity Possible: Comparison of the Acid/Base Properties of Dissolved Organic Carbon in the Boreal and Temperate Zones." Environmental Science & Technology **37**(9): 1726-1730.
- Huser, B. J. och J. Fölster (2013). "Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes." Environmental Science & Technology **47**(4): 1809-1815.
- Johnsson, H., K. Mårtensson, A. Lindsjö, K. Persson, Y. Andrist Rangel och K. Blombäck (2016). Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013, SMED Rapport Nr 189 2016
- Köhler, S. (2014). pH beräkningar för ytvatten -slumpvisa och systematiska fel av olika pH modeller. Inst. för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:14.
- Laudon, H. och K. Bishop (2002). "The rapid and extensive recovery from episodic acidification in northern Sweden due to declines in SO₂-deposition." Geophysical Research Letters **29**(12).
- Lindgarth, M., J. Carstensen, S. Drakare, R. Johnson, A. Sandman, S. A och S. Wikström (2016). Ecological Assessment of Swedish Water Bodies: development, harmonisation and integration of biological indicators.
- Lindgarth, M., J. Carstensen, S. Drakare, R. K. Johnson, A. Nyström Sandman, A. Söderpalm och S. A. Wikström (2016). Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Moldan, F., B. J. Cosby och R. F. Wright (2013). "Modeling past and future acidification of Swedish lakes." Ambio **42**(5): 577-586.
- Naturvårdsverket (1990). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd 90:4. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer.
- Naturvårdsverket (1999). "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar.(red. T. Wiederholm). Naturvårdsverket Rapport 4920." Naturvårdsverket Rapport 4920.
- Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur

kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp.
Handbok 2007:4.

Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Handbok 2007:4.

SNV (1969). "Bedömningsgrunder för svenska ytvatten. 1969:1."

Sobek, S., G. Algesten, A.-K. Bergström, M. Jansson och L. J. Tranvik (2003). "The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes." Global Change Biology **9**(4): 630-641.

Wesslander Karin, Viktorsson Lena, Fölster Jens, Drakare Stina och S. Lars (2017). Förslag till plan för revidering av fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder för ekologisk status i sjöar, vattendrag och kustvatten. Report Oceanography No. 57. ISSN 0283-1112.